

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROECOSSISTEMAS

**COMPOSTAGEM COMO ALTERNATIVA DE TRATAMENTO
DE DEJETOS SUÍNOS E A REDUÇÃO DA EMISSÃO DE GASES PO-
LUENTES**

LUANA GOULART SARDÁ

Florianópolis, maio de 2009.

LUANA GOULART SARDÁ

**COMPOSTAGEM COMO ALTERNATIVA DE TRATAMENTO
DE DEJETOS SUÍNOS E A REDUÇÃO DA EMISSÃO DE GASES PO-
LUENTES**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Agroecossistemas, Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina.

Orientador: Prof. Dr. Jucinei José Comin Co-orientadora: Dra. Martha Mayumi Higarashi

FLORIANÓPOLIS

2009

FICHA CATALOGRÁFICA

Sardá, Luana Goulart.

Compostagem como alternativa de tratamento de dejetos suínos e a redução da emissão de gases poluentes/ Luana Goulart Sardá – Florianópolis, 2009.

xx f.

Orientador: Jucinei José Comin

Co-orientadora: Martha Mayumi Higarashi

Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias.

Bibliografia: f. 98.

1. Compostagem. 2. Dejetos Suínos. 3. Emissão de gases. I. Título.

“Um passo à frente
e você já não está mais no mesmo lugar...” (Chico Science)

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha querida e eternamente amada mãe, que segue guiando minha jornada por este mundo, ao meu querido e amado pai (César) e irmão (Rafael) pelo apoio, incentivo e companheirismo, amores eternos.

Agradeço ao meu companheiro, amor e amigo Estevan, pela paciência e afeto dedicado durante o desenvolvimento deste trabalho e principalmente pelo amor que estamos construindo.

Aos meus amigos, em especial, à Cibele, Letícia, Fernanda e Roberta, que a pesar da distância que a vida nos colocou sempre estaremos unidas, queridas adoro vocês!

Agradeço todo apoio que os pesquisadores da Embrapa Suínos e Aves, Paulo Armando e Martha, me proporcionaram durante o cumprimento e elaboração do projeto de dissertação

Ao meu orientador, Prof. Jucinei, pela orientação na conclusão deste trabalho e aos amigos Cris e Denilson.

Aos colegas de trabalho de campo, Roque (técnico do CNPSA), Suzana, Maicon, Jean, Franciele e Tiago, pela ajuda e companheirismo no desenvolvimento dos experimentos a campo.

À FAPESC e ao CNPSA pelo suporte financeiro para execução dos experimentos do projeto de pesquisa.

E por fim, a todos que fazem ou fizeram parte da minha vida, meu eterno agradecimento.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	1
Objetivo Geral.....	3
Objetivos Específicos.....	3
CAPÍTULO I - Contextualização do Tema de estudo.....	4
1.0 A importância da suinocultura catarinense e brasileira e sua sustentabilidade ambiental.....	4
1.1 Manejo dos dejetos suínos.....	6
1.1.1 Manejo dos dejetos suínos na forma líquida	6
1.1.2 Manejo dos dejetos suínos na forma sólida.....	7
1.2 Os Gases de Efeito Estufa.....	9
1.3 As implicações da volatilização da amônia (NH ₃) e da emissão do gás sulfídrico (H ₂ S).....	11
1.4 Estudos realizados sobre o tema.....	12
1.4.1 Tratamento dos dejetos de suínos via compostagem e emissão de gases poluentes.....	12
1.5 Metodologias para o monitoramento e mensuração dos gases na compostagem de dejetos líquido de suínos	16
1.5.1 Metodologias.....	17
1.5.2 Resultados e Discussões.....	19
1.6 Literaturas Citadas.....	23
CAPÍTULO II - Redução da emissão de CO ₂ , CH ₄ e H ₂ S através da compostagem de dejetos suínos – Comparação Esterqueira x Compostagem.....	28
INTRODUÇÃO.....	29
MATERIAIS E MÉTODOS.....	31
RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	33
CONCLUSÕES.....	38
LITERATURAS CITADAS.....	38
CAPÍTULO III - Emissão de CO ₂ , CH ₄ e NH ₃ durante o tratamento de dejetos suínos via compostagem.....	41
INTRODUÇÃO.....	42

MATERIAIS E MÉTODOS.....	44
RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	49
CONCLUSÕES.....	58
LITERATURAS CITADAS.....	58
CAPÍTULO IV - Considerações Finais.....	61
ANEXOS.....	63

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I - Contextualização do Tema de estudo

Figura 1- Manejo líquido dos dejetos de suínos.....	7
Figura 2 - Criação de suínos sobre cama de maravalha.....	8
Figura 3 - Tratamento de dejetos suínos via sistema compostagem.....	8
Figura 4 - Sistema Câmara Estática.....	18
Figura 5 - Esquema do sistema fluxo contínuo de ar.....	19
Figura 6 - Emissão de C-CO ₂ e C-CH ₄ na superfície da compostagem com a utilização do sistema de câmara estática.....	20
Figura 7 - Emissão de C-CH ₄ na superfície da compostagem com a utilização do sistema de fluxo contínuo de ar.....	21
Figura 8 - Emissão de NH ₃ na superfície da Compostagem com a utilização do Sistema de Fluxo Contínuo de ar.....	22

CAPÍTULO II - Redução da emissão de CO₂, CH₄ e H₂S através da compostagem de dejetos suínos – Comparação Esterqueira x Compostagem

Figura 1 - Vista da área experimental externa (A) e interna (B).....	31
Figura 2 - Esquema da utilização da metodologia da câmara estática.....	33
Figura 3 - Perfil da emissão de dióxido de carbono (C-CO ₂) e de metano (C-CH ₄) no manejo dos dejetos suínos na forma líquida (A) e na forma sólida (B).....	34
Figura 4 - Perfil da emissão de gás sulfídrico (H ₂ S) no manejo líquido de dejetos suínos, esterqueira (Est1 e Est2).....	35
Figura 5 - Média das temperaturas internas das leiras de compostagem.....	37

CAPÍTULO III - Emissão de CO₂, CH₄ e NH₃ durante o tratamento de dejetos suínos via compostagem

Figura 1- Área experimental externa.....	44
Figura 2 - da área experimental interna.....	45
Figura 3 - Esquema da utilização da metodologia da câmara estática.....	48
Figura 4 - Esquema do sistema fluxo contínuo de ar.....	48
Figura 5 - Perfil da emissão de CO ₂ e CH ₄ e a evolução da temperatura no tratamento 1 (substrato maravalha).....	50

Figura 6 - Perfil da emissão de CO ₂ e CH ₄ e a evolução da temperatura no tratamento 2 (substrato palha).....	51
Figura 7 - Perfil da emissão de CO ₂ e CH ₄ e a evolução da temperatura no tratamento 3 (substrato 50% palha e 50% maravalha).....	52
Figura 8 - Perfil da emissão de CO ₂ e CH ₄ e a evolução da temperatura no tratamento 4 (substrato 70% palha e 30% maravalha).....	53
Figura 9 - Volatilização da amônia (NH ₃) do tratamento dos dejetos suínos via processo de compostagem.....	56

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I - Contextualização do Tema de estudo

Tabela 1 - Potencial de Aquecimento Global (GWP) dos diferentes gases.....9

Tabela 2 - Faixa de detecção do medidor de gases.....17

CAPÍTULO II - Redução da emissão de CO₂, CH₄ e H₂S através da compostagem de dejetos suínos – Comparação Esterqueira x Compostagem

Tabela 1: Etapas de aplicação do dejetos líquido de suínos.....32

Tabela 2: Características físico-químicas dos dejetos utilizados32

Tabela 3: Evolução da matéria seca e da relação carbono/nitrogênio (C/N) do composto orgânico.....37

CAPÍTULO III - Emissão de CO₂, CH₄ e NH₃ durante o tratamento de dejetos suínos via compostagem

Tabela 1: Volume total de dejetos aplicados em cada tratamento.....45

Tabela 2: Etapas de aplicação de dejetos suínos.....46

Tabela 3: Características físico-químicas dos dejetos utilizados.....46

Tabela 4: Parâmetros físico-químicos dos compostos orgânicos do início e do final da fase de incorporação.....53

Tabela 5: Quantidade de chorume escorrido com relação ao total de dejetos suínos aplicados durante o processo de compostagem.....54

RESUMO

A produção intensiva de suínos gera grande quantidade de resíduos nas regiões produtoras que, com manejo inadequado dos dejetos e a falta de padronização das instalações, vêm provocando graves problemas ambientais e desconforto à população ao redor. O manejo dos resíduos da suinocultura normalmente acontece na forma líquida, o que causa poluição do solo, da água e do ar. A poluição do ar está diretamente ligada a emissão de gases poluentes, tais como metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), os quais contribuem para o aumento efeito estufa, e também o gás sulfídrico (H_2S) que está relacionado com o fenômeno das chuvas ácidas e a volatilização da amônia (NH_3) que pode alterar o equilíbrio dos ecossistemas com a proliferação de espécies vegetais e causar eutrofização em corpos d'água. O H_2S e a NH_3 são gases responsáveis pela emissão de maus odores, que, por sua vez, podem ser tóxicos e prejudiciais à população ao redor das zonas de produção. O presente trabalho aborda a questão da emissão de gases a partir do manejo dos dejetos suínos, através da comparação do perfil de emissão de gases (CH_4 , CO_2 e H_2S) entre o manejo sólido e líquido dos dejetos suínos. O trabalho também avalia e compara os perfis de emissões de gases (CH_4 , CO_2 e NH_3) da compostagem de dejetos suínos com diferentes substratos (na sua composição) (palha, maravalha e misturas de palha + maravalha). Os ensaios foram implantados no campo experimental da Embrapa Suínos e Aves, localizada no município de Concórdia (SC). Através dos resultados demonstra-se que houve uma redução de até 7 vezes na emissão de metano com a utilização do manejo sólido dos dejetos suínos (compostagem) enquanto a emissão de H_2S foi inexpressiva. A utilização de diferentes substratos na compostagem a partir de dejetos de suínos mostrou que os níveis de emissões de C- CH_4 permaneceram mais baixas nos tratamentos que continham palha e maravalha na composição das leiras de compostagem, quando comparados com o uso de apenas palha ou maravalha como substratos, e os tratamentos sem ou com menor proporção de palha apresentaram níveis menores de volatilização de NH_3 . Dessa forma, o manejo dos resíduos na forma sólida, através do uso da compostagem, reduz os impactos ambientais pela mitigação do efeito estufa e a redução de odores.

Palavras chave: gases poluentes, compostagem, manejo de dejetos.

ABSTRACT

The intensive production of swine generates large amounts of waste in producing regions, that with inadequate management of waste and mistake of standardization of installation has caused serious environmental problems and discomfort to people around. The management of waste from swine production is usually in liquid form which causes pollution of soil, water and air. Air pollution is directly linked to emission of gaseous pollutants, such as methane (CH_4) and carbon dioxide (CO_2) emissions that contribute to the increased greenhouse effect and too the hydrogen sulfide gas (H_2S) that is related to the phenomenon of acid rain and volatilization of ammonia (NH_3) that can alter ecosystems with the proliferation of plant species and cause eutrophication in rivers and lakes. The H_2S and NH_3 gases are responsible for emission of odors, they can be toxic and to damage the people around the production areas. This work to deal with of emissions from the management of pig manure, by comparing the gas emissions (CH_4 , CO_2 e H_2S) between the management of solid and liquid swine manure and evaluates and compares the gas emissions (CH_4 , CO_2 e NH_3) of the composting of swine manure using different substrates in their composition (straw and sawdust). The tests were implemented in the experimental field of Embrapa Suínos e Aves, located in Concórdia (SC). The results showed a reduction of up to 7 times in the emission of methane using the management of solid swine manure (composting) and the emission of H_2S was negligible in the composting. With the use of different substrates on the composition of the composting from the swine manure showed that the levels of emissions of C- CH_4 remained lower in treatments containing straw and sawdust in the composition of the compost piles, when compared with using only the straw and/or sawdust, and treatments without or with smaller amount of straw showed acceptable levels of volatilization of NH_3 . The management of swine waste in solid form, through the use of composting, reduces environmental impacts by mitigating the greenhouse effect and reduce odors.

Key words: pollutant gases emission, composting, swine manure.

INTRODUÇÃO

O estado de Santa Catarina concentra a maior produção de suínos do país, representando cerca de 12% do rebanho nacional. Na análise censitária de 1985-1996 constatarem-se alterações significativas na estrutura produtiva e no perfil tecnológico da suinocultura estadual. Neste período ocorreu uma diminuição do número de propriedades com suínos e na quantidade de produtores que detêm na suinocultura sua principal atividade, indicando uma forte concentração da produção e aumento da produtividade do rebanho industrial, representando uma elevação de 86% na participação deste segmento (GUIVANT & MIRANDA, 2004). Isto levou e vem levando a exclusão de pequenos produtores familiares, caracterizados pela produção diversificada, onde existe integração da produção de suínos e milho, além das atividades de subsistência (diversas culturas e criações) (TESTA, 2004).

Com a crescente adoção deste sistema de produção intensivo, em função do desenvolvimento acelerado da suinocultura, paralelamente, ocorreu a falta de adequação dos sistemas de manejo e armazenamento, e a atividade se transformou num fator de desequilíbrio ambiental, destacando-se a contaminação do solo e dos recursos hídricos por nitrogênio e fosfato e organismos de risco sanitário, por consequência, a morte de peixes, proliferação de borrachudos e moscas (GUIVANT & MIRANDA, 1999; MIRANDA, 2007; SEGANFREDO, 2007). Além da poluição do ar, que contribui para o agravamento do efeito estufa através das emissões de metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) e óxido nitroso (N_2O) e da emissão de gases poluentes como o gás sulfídrico, que participa na formação das chuvas ácidas (H_2S), e da amônia que pode causar a eutrofização de corpos d'água (NH_3), estes gases também geram maus odores e afeta diretamente a saúde humana e o ambiente, provocando desconforto a população ao redor das zonas de produção e alterando ecossistemas naturais (BLUNDEN et al, 2008; HOBSON et al, 2005).

Considerando que os dejetos de suínos são utilizados para adubação das lavouras aumentando a sobrecarga destes resíduos por unidade de área nas propriedades, já que na sua maioria, a estrutura fundiária e a proporção de terras aptas para agricultura permaneceu a mesma. Assim a alternativa adotada pelos produtores, foi e ainda é, a transferência do excedente para propriedades vizinhas, o que se mostra cada vez menos oportuna, pois além dos custos de transporte, existe o potencial poluidor da suinocultura já citado acima.

Uma forma de reduzir o impacto ambiental e os níveis de emissões dos gases da atividade suínica é a utilização da compostagem dos dejetos suínos, manejando os resíduos na forma sólida. Como o processo de compostagem é aeróbio, as emissões de gases são reduzidas, além de que a aplicação do composto orgânico no solo poderá contribuir para aspectos químicos, físicos e biológicos dos mesmos, melhorando sua capacidade de armazenamento de água, porosidade e estabilidade de agregados do solo e possibilitando a disponibilização de nutrientes para as plantas (RCHIGL, 1995). A compostagem também permite o uso de dejetos líquido diminuindo a quantidade de água e propiciando o uso do adubo orgânico em propriedades mais distantes do que normalmente acontece com os dejetos líquidos, pois o produto final possuirá menor volume e será sólido, além de facilitar o armazenamento do mesmo.

Nesse sentido, o presente trabalho propõe a utilização do manejo sólido dos dejetos suínos, através da adoção da compostagem como alternativa de diminuição da poluição ambiental, na perspectiva de redução da emissão tanto dos gases de efeito estufa (CO_2 e CH_4) como de outros poluentes (NH_3 e H_2S). Este está constituído de quatro capítulos: no primeiro apresenta-se a contextualização do tema central da dissertação através de revisão bibliográfica e da definição das metodologias adequadas para a mensuração das emissões de gases. O segundo e o terceiro capítulos dividem-se em dois ensaios experimentais realizados na Embrapa Suínos e Aves. No primeiro ensaio utilizou-se o uso de esterqueira e da compostagem para avaliar e comparar o perfil de emissão dos seguintes gases: dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e gás sulfídrico (H_2S). No segundo ensaio, usou-se diferentes substratos (maravalha, palha e a mistura destes) na compostagem de dejetos suínos para analisar o perfil de emissão da amônia (NH_3), dióxido de carbono (CO_2) e metano (CH_4) a fim de verificar o potencial poluente da adoção deste método de manejo. No quarto capítulo, encontram-se as considerações finais sobre o trabalho de pesquisa, onde se busca relacionar os capítulos II e III e discutir as possíveis soluções acerca do tema de estudo da dissertação.

Objetivos do Trabalho

Objetivo Geral

- Avaliar a eficiência do processo de compostagem a partir de dejetos suínos líquido na redução da emissão de gases poluentes.

Objetivos Específicos

- Estudar metodologias para medir a emissão de gases poluentes no tratamento de dejetos suínos via processo de compostagem;
- Comparar a emissão de gases poluentes (CO_2 , CH_4 e H_2S) em dois diferentes manejos de dejetos suínos (compostagem e o armazenamento em esterqueira);
- Estudar e desenvolver procedimentos para realizar a compostagem de dejetos de suínos com diferentes substratos (maravalha e palha);
- Avaliar o perfil das emissões de gases poluentes (CO_2 , CH_4 e NH_3) com uso de diferentes substratos (maravalha e palha) no tratamento de dejetos suínos via processo de compostagem.

CAPÍTULO I – Contextualização do tema de estudo

1.0 A importância da suinocultura catarinense e brasileira e sua sustentabilidade ambiental

O crescimento observado da suinocultura catarinense e brasileira nos últimos anos trouxe e traz repercussões econômicas e sociais. O Brasil é o quarto maior produtor mundial de carne suína, ficando atrás da China, União Européia e Estados Unidos, com a produção de 2.930 toneladas de carne suína e um rebanho de 34,9 milhões de cabeças de suínos. Por sua vez, o Estado de Santa Catarina é o maior produtor nacional de suínos, com 6,6 milhões de cabeças de suínos, caracterizado por pequenos e médios produtores (ANUALPEC, 2007).

A relação de integração da suinocultura com as agroindústrias privadas surge no período dos anos 60 até meados dos anos 80 através da expansão vertical da agricultura. A partir de meados dos anos 80 ocorre a intensificação da suinocultura com o aumento da escala de produção. Nesta nova direção, a ração dos suínos passa a ser constituída de ingredientes produzidos fora da propriedade. Com isso, inicia-se a desvinculação das atividades não integradas às agroindústrias (milho, feijão, trigo e soja) que sempre estiveram presentes no modelo de produção anterior. Assim, a mão de obra familiar torna-se limitada para as diversas atividades, ocorre a falta de terras para expandir a área de lavoura e, por fim, aumenta-se os custos de produção dos suínos, por consequência disto, surge o espaço para grandes criações de suínos, diminuindo a competitividade da região e ocasionando um processo de exclusão para aqueles que não conseguem acompanhar este novo modelo de produção (TESTA, 2004).

Estudos desenvolvidos pela Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) apontam que a produção de carne suína deverá crescer em taxas anuais de 1,5 % no período compreendido entre 2003 a 2013. A previsão é de que o crescimento irá acontecer predominantemente em países em desenvolvimento, com taxas anuais de 2 %, enquanto que nos países ricos, não será superior a 0,8 % ao ano. Considerando que o consumo aumentará junto com a produção, estima-se que nos próximos 10 anos o consumo de carne suína e bovina crescerá em aproximadamente 15 % ao ano.

Isto poderá causar diversos efeitos adversos aos países produtores: na estrutura fundiária, pelo aumento da exclusão de produtores tradicionais que não conseguem acompanhar os novos padrões da produção; na saúde pública, pelas possibilidades de veiculação de zoonoses

transmitidas por animais criados em grande escala; e por fim, no ambiente, pelas pressões causadas nos recursos naturais (água, solo e ar) (MIRANDA, 2007).

Comumente o manejo dos dejetos de suínos ocorre na forma líquida (concentração de sólidos totais inferior a 8%) com o uso de esterqueiras, onde ocorre um processo de degradação da matéria orgânica a partir da fermentação anaeróbia, que possui como um dos produtos finais o gás metano (CH_4) e o gás sulfídrico. O efluente líquido estabilizado (ou resultante) é utilizado para adubação das lavouras ou pastagens.

No entanto, a distribuição desses resíduos líquidos representa um custo elevado. Kunz et al. (2005) apontaram que o custo para a distribuição dos dejetos líquidos de suínos para uma distância de 6 km, com a utilização de um distribuidor de 4 mil litros, seria de R\$ 417,04 por hectare, considerando uma distribuição de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Por vezes, o deslocamento pode ser maior para esta disposição final, que nem sempre é adequada. Este destino dos dejetos ocasiona a emissão de gases poluentes, escoamento da carga orgânica e lixiviação de nutrientes (OLIVEIRA et al, 2003; SEGANFREDO et al, 2007; SEGANFREDO et al, 2005).

Deve-se também considerar os odores, pois todos os processos de armazenamento, ou tratamentos dos dejetos via digestão anaeróbia geram odores desagradáveis. Essas emissões, muitas vezes, são percebidas a distâncias razoáveis, além dos limites da área de propriedade da fonte emissora, em função das condições climáticas ou da intensidade dos ventos. Em casos extremos, caso haja poluição atmosférica e ocorra a retirada, ainda que momentânea, dos habitantes das áreas afetadas ou que causem danos diretos a saúde da população, a falta de cautela do produtor pode configurar crime previsto no art. 54, § 2º, inciso II, da Lei 9.605, de 12 de fevereiro de 1998.

Uma das alternativas encontradas para a diminuição dos impactos ambientais citados acima, e uma maior operacionalidade, é o manejo dos dejetos suínos na forma sólida (concentração de matéria seca superior a 60%), tratando os dejetos via compostagem ou a adoção de sistemas de produção sobre cama.

O manejo dos dejetos suínos na forma sólida ocasiona diminuição do teor de água, da emissão de CH_4 e dos odores provocados pelo atual sistema de armazenamento. Por se tratar de um processo aeróbio, o principal produto da degradação dos resíduos orgânicos é o dióxido de carbono (CO_2) e não mais o metano (CH_4). Em adição, o composto orgânico produzido a partir do manejo dos dejetos suínos na forma sólida pode ser transportado a longas distâncias, com maior facilidade e menor custo, pois não necessita de transporte especializado.

Assim, o manejo sólido poderá atuar como uma forma alternativa de tratamento dos resíduos gerados pela produção de suínos, proporcionando para o produtor redução dos custos de transporte e distribuição, melhor qualidade agronômica do adubo orgânico e a diminuição significativa do risco de impacto ambiental, inclusive com a redução dos odores emitidos e o potencial de redução dos gases de efeito estufa (OLIVEIRA et al, 2004;TOMPSON et al, 2004).

1.1 Manejo dos dejetos suínos

1.1.1 Manejo dos dejetos suínos na forma líquida

O manejo dos dejetos na forma líquida consiste de um modelo de edificação para a produção de suínos associado ao sistema de armazenamento ou tratamento até a sua distribuição no solo (Figura 1). Dessa forma, os resíduos são recolhidos através das canaletas ou fossas internas sob piso ripado e, na seqüência, vão para os tanques de homogeneização, decantadores, biodigestores e armazenamento em lagoas ou esterqueiras. Assim, todos os dejetos que não forem distribuídos como fertilizantes na propriedade produtora, necessitam ser transportados para áreas vizinhas ou tratados para terem um destino final. Segundo a legislação ambiental do estado de Santa Catarina, na IN-11 de 02 de agosto de 2000, o limite de aplicação de dejetos líquidos de suínos no solo é de até $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, devendo-se ainda respeitar as recomendações de adubação de acordo com laudo técnico e com base em análise de solo.

O transporte desses resíduos líquidos até a lavoura é feito através de sistemas de distribuição com tanques especiais, tracionados por tratores ou sistemas de fertirrigação. Este sistema vigente é caracterizado como atividade potencialmente causadora de degradação ambiental (FATMA, 2002). Segundo Oliveira et al (2004) o sistema é altamente poluidor, principalmente pela falta de modulação e conservação das edificações e do manejo deficiente dos dejetos e dos resíduos produzidos.



Figura 1: Manejo líquido dos dejetos de suínos.

Os sistemas de armazenamento existentes promovem grandes emissões de odores desagradáveis e de gases que contribuem significativamente para o efeito estufa do planeta Terra e com as chuvas ácidas. Isto ocorre devido ao processo respiratório anaeróbio, onde os microrganismos utilizam como aceptor terminal de elétrons compostos inorgânicos oxidados (NO_3^- , SO_4^{2-} e CO_2). Este processo de degradação possui como um dos principais resultados a produção de gás sulfídrico, metano, amônia, óxido nitroso e dióxido de carbono (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002).

1.1.2 Manejo dos dejetos suínos na forma sólida

Existem dois manejos dos dejetos suínos na forma sólida: a criação de suínos sobre cama de maravalha, palha, casca de arroz, feno e sabugo de milho (Figura 2) e o tratamento dos dejetos de suínos provenientes das granjas de produção convencional via processo de compostagem (Figura 3). Nos dois casos, o objetivo é promover a fermentação aeróbia dos resíduos, dentro ou fora das edificações dos animais. Esses sistemas eliminam grande parte da água contida nos dejetos via os processos térmicos desenvolvidos pela ação de microrganismos termofílicos, concentrando os nutrientes, reduzindo o volume dos resíduos, os depósitos de estocagem e os equipamentos necessários para o transporte e distribuição até a área agrícola.

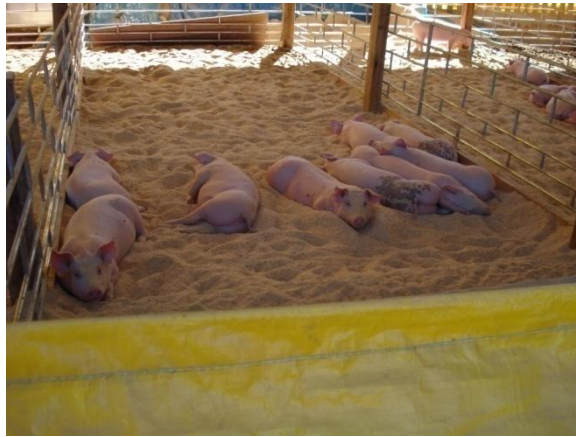


Figura 2: Criação de suínos sobre cama de maravalha.



Figura 3: Tratamento de dejetos suínos via sistema compostagem.

Na produção de suínos em leito formado por diferentes substratos, a edificação é totalmente aberta nas laterais, para facilitar a ventilação, contendo piso constituído por terra compactada. Neste sistema de produção, os dejetos gerados pelos animais se misturam ao substrato do leito, desenvolvendo um processo de compostagem dentro da própria edificação sob os animais. Os investimentos econômicos no modelo da edificação e nas estruturas de armazenamento das camas são 4 a 5 vezes menores quando comparados aos sistemas convencionais (OLIVEIRA, 2000).

A principal limitação do uso de sistemas de produção de suínos em cama sobreposta está associada ao aspecto sanitário, onde o produtor deve assegurar que as fêmeas do plantel sejam livres de agentes do complexo *Mycobacterium avium* (MAC), causador da linfadenite granulomatosa. Caso existam fêmeas portadoras deste agente, elas podem eliminá-lo pelas fezes e infectar por via oral as outras fêmeas e os leitões. Os animais infectados não

apresentam nenhuma sintomatologia aparente, sendo a doença detectada somente após o abate dos animais (SILVA et al, 2001; AMARAL et al, 2002). Ainda não se conhece detalhes da sobrevivência do MAC na cama sobreposta, mas sabe-se que a cama pode atuar como fator de risco na ocorrência da doença (AMARAL et al, 2002).

Na compostagem os dejetos suínos são lançados sobre o leito da plataforma até a saturação líquida do substrato usado. Essa mistura permanece na unidade de compostagem por um período compreendido entre 4 a 6 meses, até sua maturação total (quando atinge relação C/N < 20). Esse procedimento não exige estruturas sofisticadas para a mistura (líquido/sólido) e armazenagem, sendo sua limitação imposta pela disponibilidade dos resíduos (maravalha, palha ou qualquer outro substrato disponível na região) para a mistura com os dejetos.

Este sistema, além de diminuir o teor de água dos dejetos e os odores em comparação ao manejo na forma líquida, produz maior quantidade de dióxido de carbono (CO₂) e menor de metano (CH₄), o que é relevante considerando que o gás metano é muito mais efetivo que o dióxido de carbono na absorção da radiação solar emitida pela superfície da Terra.

Nesse sentido, o presente trabalho busca gerar conhecimento sobre as emissões de gases de efeito estufa que são gerados no manejo de dejetos suínos.

1.2 Os Gases de Efeito Estufa

Os gases existentes na atmosfera terrestre deixam passar grande parte da radiação emitida pelo Sol. Entretanto, estes mesmos gases têm a capacidade de absorver e reemitir a maior parte da radiação emitida pela Terra. A radiação solar é emitida na forma de ondas curtas para a superfície terrestre, reemitida na forma de ondas longas, e absorvida por meio da excitação das moléculas tais como o N₂O, CO₂, CH₄, e outras. Estas mesmas moléculas excitadas reemitem parte da radiação absorvida, na forma de ondas longas, de volta para a Terra. Por terem esta capacidade de reter a radiação emitida pela Terra, tais gases são chamados de gases de efeito estufa (GEE).

Tabela 1: Potencial de Aquecimento Global (GWP) dos diferentes gases.

Gases de Efeito Estufa	Potencial de Aquecimento Global
CO ₂	1
CH ₄	23
N ₂ O	296

Fonte: IPCC, 2001.

O aumento das concentrações dos GEE na atmosfera, principalmente de CO₂, CH₄ e N₂O, e conseqüentemente do aquecimento global, vem provocando uma grande preocupação na sociedade com a questão. Para lutar contra as mudanças climáticas, em função do aquecimento global, a comunidade internacional elaborou a Convenção Quadro das Nações Unidas sobre as Mudanças Climáticas, em 1992. Essa convenção foi assinada no Rio de Janeiro, durante a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, e passou a vigorar em março de 1994, com o objetivo primordial de buscar “a estabilização das concentrações de gases de efeito estufa na atmosfera num nível que impeça a interferência antrópica perigosa no sistema climático” (Artigo 2).

Após três anos de negociações para elaboração das regras de aplicação da Convenção, com intuito de atingir os objetivos do artigo 2, criou-se o acordo chamado Protocolo de Kyoto, lançado durante a conferência da Convenção do Clima realizado naquela cidade japonesa, em 1997, e posto em vigor somente em 2005, após a ratificação da Federação Russa. O tratado fundamenta-se na hipótese de que o aquecimento global, causado como se sabe, pelos gases bloqueadores da radiação de onda longa, seria controlado mediante o compromisso internacional de uma gradativa redução do lançamento dessas substâncias na atmosfera. Sendo que, os países industrializados, maiores geradores desses gases deveriam restringir suas emissões em 5,2% até 2012, com bases nos níveis de 1990, estabelecendo sanções para os não cumpridores.

Esses países foram relacionados no Anexo I, totalizando 41, todos no hemisfério Norte, com exceção da Nova Zelândia e Austrália. Os demais, países em desenvolvimento, ficariam fora do Protocolo e poderiam ser beneficiados com o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), de propor aos países industrializados a troca da redução das emissões de gases em seus territórios por investimentos em projetos de energia renovável e de absorção de carbono, também chamados de “sumidouros de carbono”. Dessa forma, aos países que tivessem

essa iniciativa seriam atribuídos “créditos de carbono” ou aumento permitido de suas cotas de emissão.

Segundo o IPCC (2007) os aumentos globais de dióxido de carbono (CO_2) se devem principalmente ao uso de combustíveis fósseis e a mudança no uso da terra, considerando que a concentração atmosférica global aumentou de um valor pré-industrial (1750) de 280 mg kg^{-1} para 379 mg kg^{-1} em 2005, ultrapassando a faixa natural ($180\text{-}300 \text{ mg kg}^{-1}$). Já o aumento na concentração de metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) é devido principalmente à agricultura. O metano aumentou sua concentração atmosférica global do período pré-industrial de $715 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1}$ para um valor de $1774 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1}$ em 2005, o que ultrapassa em muito a faixa natural ($320 \text{ a } 790 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1}$). Das emissões totais de metano (CH_4), 4,5 % se devem ao manejo de dejetos animais na forma líquida e 15 % às fermentações entéricas do processo digestivos dos animais ruminantes (MCT, 2002).

É provável que a maior parte do aquecimento observado nos últimos 50 anos se deva ao aumento das concentrações de gases de efeito estufa. Influências humanas discerníveis se estendem, agora, a outros aspectos do clima, inclusive o aquecimento do oceano, temperaturas médias continentais, extremo de temperatura e padrões de vento (IPCC, 2007).

Observa-se a necessidade de mudanças no modelo atual de produção de energia e da agricultura. Com isso, buscam-se maneiras para minimizar este problema gerado pela própria humanidade.

1.3 As implicações da volatilização da amônia (NH_3) e da emissão do gás sulfídrico (H_2S)

O gás sulfídrico ou sulfeto de hidrogênio e a amônia são dois gases poluentes e suas emissões prejudicam o ambiente, podendo afetar a saúde humana e de outras espécies.

O H_2S é um gás incolor, potencialmente nocivo e com um odor característico, descrito como “cheiro de ovo podre”. As fontes emissoras podem ser rios poluídos, estações de tratamento de esgoto, sistemas de armazenamento ou tratamento de resíduos animais criados em confinamento. A sua emissão é resultante do processo de biodegradação da matéria orgânica em meio anaeróbico.

Quando emitido é transformado em dióxido de enxofre (SO_2), este por sua vez reage com oxigênio e se transforma em trióxido de enxofre (SO_3), que na presença de umidade origina o ácido sulfúrico, formando as chuvas ácidas, com conseqüente acidificação das águas,

solos, lesões nas plantas, materiais etc (BLUNDEN et al, 2008; MOREIRA & SIQUEIRA, 2002; ROCHA et al, 2004).

Além disso, vinculado à criação de animais em confinamento, onde ocorre alta densidade de animais por área, o gás sulfídrico parece ser a principal substância tóxica dos dejetos líquidos associada a doenças em pessoas submetidas a exposição aguda aos gases emanados (DONHAM et al, 1982).

A amônia (NH_3) é um gás incolor à temperatura ambiente, alcalino e mais leve que o ar. As emissões podem ser provenientes de fezes de animais, da utilização de fertilizantes e da queima de biomassa. Nos dejetos de suínos, o N apresenta-se, na maioria dos casos, em maior proporção na forma amoniacal ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$), podendo chegar a 70% do N total (SCHERER et al., 1996). Dessa forma, a volatilização de NH_3 a partir dos resíduos animais pode acontecer após a aplicação no solo e durante o armazenamento/tratamento.

O gás amônia atenua a acidez atmosférica causada por gases e particulados. Porém, o material formado pela neutralização da amônia é muito fino e é facilmente transportado para outras regiões, fazendo com que o aporte do nitrogênio para os corpos de água e para o solo possa aumentar a produtividade vegetal de certas espécies, colocando em risco a biodiversidade dos ecossistemas e ainda podendo causar a eutrofização de lagos. Este gás também pode apresentar toxicidade para a população ao redor da fonte emissora (HARRISON, 1999; HAVLIKOVA et al, 2008; MOLLER et al, 2009), sendo 30 mg kg^{-1} o valor limite de amônia que uma pessoa pode ser exposta durante 8 h de trabalho diário sem causar danos à saúde (STUERCHLER, 2002).

Neste sentido, existe a necessidade de estudos para mensurar as consequências dos efeitos desses gases no ambiente, uma vez que o aumento dos níveis de emissão pode gerar resultados negativos para o ecossistema e suas interações.

1.4 Estudos realizados sobre o tema

1.4.1 Tratamento dos dejetos de suínos via compostagem e emissão de gases poluentes

A compostagem é o método mais antigo utilizado pelo homem para o tratamento de resíduos orgânicos, onde ocorre uma ciclagem contínua de nutrientes e carbono, sendo as bactérias, fungos e algas os principais organismos que transformam a matéria orgânica.

O processo é definido como a decomposição e a estabilização das substâncias orgânicas sob condições que permitam o desenvolvimento de calor como resultado da atividade biológica, obtendo um produto suficientemente estável para o uso agrícola, sem efeitos adversos ao meio ambiente.

Os fatores que afetam o processo de compostagem são:

- **Atividade Microbiológica:** a atividade microbiológica no processo de compostagem aumenta quando o conteúdo de umidade e oxigênio estiverem em níveis aceitáveis. Para Kiehl (1998), as bactérias, os fungos e os actinomicetos são os principais responsáveis pela transformação da matéria orgânica crua em húmus. Fazem parte também do processo de degradação dos resíduos orgânicos os nematóides, protozoários, algas, insetos e suas larvas, além dos agentes bioquímicos como as enzimas, hormônios e vírus.
- **Aeração:** a circulação de ar na massa de resíduos é fundamental para a otimização do processo de compostagem, pois os microrganismos aeróbios necessitam da molécula de oxigênio (O_2) para oxidar a matéria orgânica. A aeração é capaz de promover a aceleração do processo de degradação da matéria orgânica e reduzir a emissão de maus odores (RYNK, 1992). Neste sentido, utilizam-se materiais estruturantes, tais como maravalha, serragem, palha e poda vegetal para manter a aeração. A entrada de ar na leira de compostagem depende da confecção da leira, da umidade, tamanho das partículas e da tecnologia aplicada;
- **Temperatura:** as temperaturas indicam a eficiência do processo de compostagem, pois são resultado da atividade microbiológica. Estas devem atingir valores entre 40 a 60°C no terceiro dia após a iniciação do processo de compostagem. Caso isto não ocorra é sinal de que algum parâmetro físico-químico, tal como umidade, relação C/N, concentração de nutrientes e pH não está adequado. Durante o processo de oxidação da matéria orgânica as temperaturas termofílicas (40 a 60°C) serão mantidas enquanto existir fonte de carbono prontamente disponível; fase que deve ser mantida pelo período mais longo possível. Com a exaustão da fonte de carbono mais facilmente disponível, as temperaturas decaem (abaixo de 38°C) e inicia-se a fase de maturação, permitindo que o carbono remanescente (ligado à estruturas mais resistente como lignina e celulose) possa ser degradado (PEREIRA NETO, 1996);
- **Relação C/N:** o carbono e o nitrogênio são fundamentais para o crescimento microbiano. O carbono é a fonte básica de energia para o crescimento dos microrganismos e o nitrogênio está relacionado com a reprodução protoplasmática. A relação C/N ideal inicial pode ser de 30 a 40:1 e a final de 20 a 10:1. A redução desta relação indica que o material

orgânico está em processo avançado de humificação e que parte dos nutrientes foram convertidos em biomassa, o que elevará o fornecimento de nutrientes (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002);

- Umidade: para a produção de novas células microbianas, a água precisa ser obtida da massa de compostagem. Com teores de umidade acima de 65% ocorre o preenchimento dos espaços vazios da massa de compostagem por água, assim ocasionando o surgimento dos microrganismos anaeróbios. Já teores de umidade abaixo de 40% diminuem consideravelmente a atividade microbiológica, prejudicando o desenvolvimento do processo de compostagem (RYNK, 1992).

- pH: para uma boa eficiência do processo de compostagem, o mesmo deve permanecer em torno de 6,5 a 8,0. São tolerados valores de pH entre 5,5-9,0. Quando o pH está muito baixo ou muito alto ocorre inibição da atividade dos microrganismos (PEREIRA NETO, 1996; RYNK, 1992). No entanto, quando a relação C/N for conveniente o pH não se torna um fator crítico no processo;

- Tamanho das partículas: o tamanho das partículas da massa de compostagem deve permanecer em torno de 25 e 75 mm (FERNANDES, 1999). As partículas mais finas possuem maior área exposta para atividade dos microrganismos, aumentando as reações bioquímicas. Por outro lado, deve-se ter cuidado para não aumentar a umidade da massa de compostagem.

A compostagem deve ser bem sucedida quanto a sua eficiência a fim de eliminar os patógenos e minimizar os riscos da contaminação ambiental de certos resíduos orgânicos, dessa forma, o processo tem que apresentar o bom desenvolvimento das temperaturas termofílicas (40 a 60°C), relação C/N final de 20 a 10:1 e manter a umidade em torno de 65% . Segundo Siqueira & Moreira (2002) os patógenos encontrados nos resíduos orgânicos, quando não tratados adequadamente e utilizados como adubos, podem sobreviver por um período relativamente logo no solo, atingindo vários anos, como por exemplo, os *Coliformes fecais*, *Salmonella sp*, *Taenia sp* e etc.

O tratamento dos dejetos líquido de suínos via processo de compostagem foi desenvolvido em substituição aos métodos convencionais de armazenamento e tratamento (biodigestor, lagoas, etc.), compreendendo as seguintes fases: a) impregnação: onde se mistura o dejetos líquido ao substrato; b) maturação: fase final ou de estabilização do composto, quando se pode considerar finalizado o processo de compostagem.

Vanotti et al (2008) utilizaram um sistema de tratamento aeróbio, onde ocorria primeiramente a separação da fase sólida da líquida e, na sequência, a parte sólida passava pelo processo de compostagem e a líquida permanecia em lagoas com tratamento aeróbio. Os autores observaram uma redução de 96,9% da emissão dos GEE com a adoção desta metodologia de tratamento quando comparado ao uso de lagoas. No processo de compostagem (etapa do sistema de tratamento), a emissão de metano representou apenas 10,5 % do total de equivalente de CO₂.

Szanto et al (2007) verificaram o efeito do revolvimento das leiras de compostagem na redução da emissão de gases de efeitos estufa. Os autores testaram o sistema estático (sem revolvimento) e o sistema com revolvimento, com duas repetições, durante quatro meses. Constatou-se que no sistema com revolvimento a emissão de metano foi significativa somente no primeiro mês e a de dióxido de carbono esteve presente durante os dois primeiros meses, enquanto as emissões de carbono (CO₂ e CH₄) na leira estática estiveram em concentrações superiores e constantemente presentes até o final do experimento. Segundo os autores isto provavelmente se deve à menor eficiência na evaporação de água no sistema estático, o que favorece a existência de zonas de anaerobiose.

Para diminuir as zonas de anaerobiose é importante o revolvimento da leira de compostagem e a porosidade adequada do material utilizado como substrato, pois quanto maior a granulometria do material utilizado como substrato mais lento será a sua saturação (HOBSON et al, 2005; MANIOS et al, 2007).

Já Fukumoto et al (2003) verificaram o efeito do volume da compostagem a partir de dejetos suínos na emissão de metano (CH₄), amônia (NH₃) e óxido nitroso (N₂O). O ensaio manteve um tratamento com uma repetição, onde um tratamento encontrava-se com uma massa inicial da compostagem igual a 320 kg e o outro com 780 kg. Os autores perceberam que a volatilização de NH₃ ocorreu durante todo o período de compostagem e os picos de emissão de CH₄ ocorreram principalmente quando se aplicava resíduo animal na leira de compostagem. Porém os autores observaram que com a diminuição das temperaturas das leiras de compostagem acontecia a redução das emissões de NH₃ e CH₄ e que a partir disto iniciava-se a emissão de N₂O. E que com uso da leira de compostagem em pequena escala reduz-se as emissões de CH₄ e N₂O, segundo os autores isto se deve pela diminuição da ocorrência das zonas de anaerobiose. No entanto os autores consideram que a adoção desta técnica pelos produtores seria dificultada devido a exigência de uma extensa área de terra.

Manios et al (2007) utilizaram de duas diferentes proporções de substrato e resíduo orgânico para compor a compostagem feita a partir resíduos da produção de azeite de oliva, na pilha 1 usaram a razão de 1(resíduos):1(folhas de árvores): 1 (galhos de árvores) e na pilha 2 utilizaram a seguinte proporção 1(resíduos): 1 (folhas de árvores): 2 (galhos de árvores) e estimaram a emissão de gases de efeito estufa (CH_4 e CO_2) e constataram que à medida que se aumenta a proporção de substrato com relação ao resíduo, reduz-se as emissões de metano e de dióxido de carbono. Também verificaram que quando se trabalha com as mesmas proporções de substrato e resíduo orgânico, ocorrem zonas de anaerobiose nas leiras de compostagem. Os autores concluíram que a disponibilidade de carbono orgânico e as temperaturas das leiras têm efeito significativo na produção de metano (CH_4) e de dióxido de carbono (CO_2).

Trabalhos desenvolvidos por Paillat et al (2005b) correlacionaram a concentração de carbono orgânico e de nitrogênio do composto com as emissões de amônia e de dióxido de carbono via processo de compostagem de dejetos animais criados em confinamento. Os autores perceberam quatro fatores que influenciaram nas variações das emissões de gases durante o processo de compostagem: o teor de carbono e nitrogênio biodegradáveis, o teor de oxigênio e o conteúdo de umidade da massa de compostagem. As emissões de CO_2 e NH_3 foram mais representativas nos tratamentos onde se encontrava maior teor de carbono orgânico, mas segundo os autores a imobilização do nitrogênio pelos microrganismos podendo se tornar concorrente com a emissão de amônia, que é fortemente dependente da biodegradabilidade do carbono. Assim partindo de duas leiras de compostagem com a mesma C/N, onde uma recebeu um acréscimo de um material com carbono de fácil degradação biológica, o melaço, e a outra um material com carbono de difícil degradação biológica, a serragem, percebeu-se que a leira que recebeu um acréscimo de carbono de fácil degradação obteve menor volatilização de amônia, possivelmente devido a imobilização do nitrogênio pelos microrganismos.

Pelo exposto, destaca-se a importância do desenvolvimento de estudos para mensurar a produção de gases do sistema de compostagem, a fim de reduzir a emissão dos gases poluentes. Por isso é necessário definir metodologias para o monitoramento e mensuração dos gases de interesse e com isto contribuir para geração de dados para o desenvolvimento de tecnologias mais limpas.

1.5 Metodologias para o monitoramento e mensuração dos gases na compostagem de dejetos líquido de suínos

Descrição do equipamento utilizado para mensuração dos gases

Para mensuração dos gases (CH_4 , CO_2 , H_2S e NH_3) no processo de compostagem a partir dos dejetos líquido de suínos, estudaram-se duas metodologias para definir o método de maior eficiência. Desta forma, testou-se a metodologia da câmara estática e a do fluxo contínuo de ar, tendo como ponto de partida a sensibilidade de detecção do equipamento de leitura dos gases.

O equipamento utilizado para o monitoramento dos gases foi o medidor portátil modelo X-AM 7000, da Drager, o qual é equipado com uma bomba de sucção com vazão igual a $0,5 \text{ L min}^{-1}$ e sensores para a medição independente de cinco gases (CH_4 , CO_2 , NH_3 , H_2S e O_2). A faixa de leitura para cada componente está apresentada na Tabela 2. Considerando que cada sensor detecta um tipo de gás, os medidores do gás metano (CH_4) e do dióxido de carbono (CO_2) são infravermelhos e os medidores do gás sulfídrico (H_2S), da amônia (NH_3) e do oxigênio (O_2) são eletroquímicos.

Os sensores infravermelhos captam e medem a quantidade de energia emitida pelos gases emergentes da compostagem, na forma de espectro eletromagnético. Já os sensores eletroquímicos são dispositivos que transformam uma informação química, como a variação da concentração de um componente específico de uma amostra em relação à composição total, em um sinal analítico útil (DAMOS et al, 2004).

Tabela 2: Faixa de detecção do medidor de gases.

Gases	Faixa de leitura
CH_4	0 – 100 % (v/v)
CO_2	0 – 100 % (v/v)
NH_3	0 – 200 mg kg^{-1}
H_2S	0 – 100 mg kg^{-1}
O_2	0 – 100 % (v/v)

1.5.1 Metodologias

Câmara Estática

A câmara estática consistiu de um cilindro de polietileno fechado na extremidade superior aonde foi feito um orifício centralizado no qual se instalou um tubo de borracha através do qual os gases foram amostrados. A câmara era colocada sobre a superfície da compostagem de dejetos suínos e os gases emitidos foram sendo concentrados na câmara durante o tempo estabelecido de três minutos, durante os quais, esses gases foram sendo aspirados a uma vazão de 5 L min^{-1} e medidos continuamente com os dados sendo tomados em intervalos de 1 minuto, como demonstra a Figura 4.

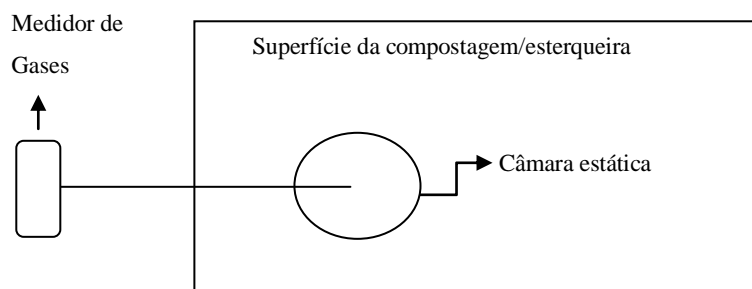


Figura 4: Sistema Câmara Estática.

As leituras eram feitas pelo equipamento descrito no item 1.5 e, em seguida, fazia-se a transferência dos dados coletados para o computador. Após a transferência, tabulavam-se os dados gerados e fazia-se a transformação destes segundo Sommer & Moller (2000), utilizando-se a equação: $E = V/A \times \Delta C/\Delta t$

Onde, E é a emissão do gás expressa em $\text{kg m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, V é o volume da câmara estática utilizada, A é a área que a câmara estática abrange da superfície da compostagem, $\Delta C/\Delta t$ é a variação da concentração em mg L^{-1} do gás em relação à variação do tempo em minutos (tempo de monitoramento da emissão de gases em cada ponto de coleta da compostagem).

Fluxo Contínuo de Ar

Para a metodologia do fluxo contínuo de ar, confeccionou-se um túnel de ventilação com cobertura de lona PVC transparente de dimensões $1,7 \times 0,6 \text{ m}$, de tal forma que o mesmo

pudesse recobrir uma parcela de $1,0 \text{ m}^2$ da superfície da compostagem. Em uma das extremidades foi instalada uma tubulação com o prolongamento do túnel. Essa tubulação foi construída de material rígido em PVC, onde foi instalado um ventilador para o fornecimento de um fluxo laminar superficial, com vazão de $0,14175 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. A saída de ar foi afunilada para facilitar a instalação do detector e assegurar que o fluxo de ar ficasse em regime laminar, como mostra a Figura 5.

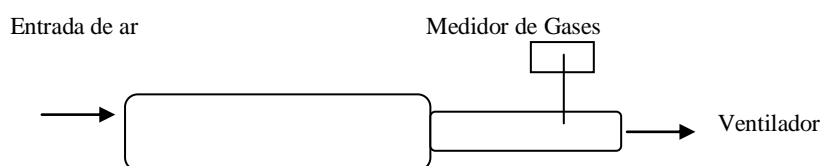


Figura 5: Esquema do sistema fluxo contínuo de ar.

A vazão de ar (Q) dentro do túnel foi calculada através da média dos valores da velocidade do ar encontrada no interior do túnel, com auxílio de um anemômetro. Dessa forma, $Q = V \times A$, considerando que V é a velocidade encontrada dentro do túnel, o qual foi igual a $7,875 \text{ m s}^{-1}$ e A é a área da tubulação, onde o detector de gás foi instalado, sendo o mesmo igual a $0,018 \text{ m}^2$, então $Q = 0,14175 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

O túnel acima descrito foi construído para ser móvel, de tal forma a reutilizá-lo nos diversos trabalhos propostos.

As leituras foram feitas no tempo de 15 minutos e os dados armazenados no equipamento descrito no item 1.5. Na sequência, os dados coletados foram transferidos para o computador, tabulados e transformados segundo Smith et al (2007), baseado na seguinte equação: $F = f/A \times (Cd)$ onde F é o fluxo estimado do ar contaminante, expresso em $\text{g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, f é a vazão de ar dentro do túnel ($\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$), A é a área de superfície que está recoberta pelo túnel em m^2 e Cd é a concentração do gás em g m^{-3} .

1.5.2 Resultados e Discussões

Testaram-se as duas metodologias descritas nos itens 1.5.1 durante 10 dias de monitoramento dos gases. Os estudos foram realizados em uma plataforma automatizada de compos-

tagem de dejetos suínos, instalada em uma granja de produção de leitões com 180 matrizes, localizada no município de Concórdia (SC).

O objetivo maior destes estudos testes foi verificar a metodologia de melhor eficiência para detecção de dióxido de carbono (CO_2) e metano (CH_4), com a utilização do medidor de gases descrito no item 1.5.

Verifica-se nas Figuras 6 e 7 que os fluxos de emissão de metano no decorrer do tempo se apresentam em faixas aproximadas nas duas metodologias, que permaneceram entre 40 - 590 $\text{g C m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ para a metodologia da câmara estática e 140 - 714 $\text{g C m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ com a utilização do sistema de fluxo contínuo de ar. Porém, com a aplicação do método de fluxo contínuo de ar, não foi possível detectar as emissões de dióxido de carbono, onde se encontrou valores iguais a 0 $\text{g C m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$. Já na câmara os valores permaneceram na faixa de 18 a 124 $\text{g C m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, pois neste método se obtém maior sensibilidade porque ocorre a pré-concentração dos gases no seu interior, enquanto que no túnel as medidas ocorrem em um sistema dinâmico.

Dinuccio et al (2008) utilizando um equipamento de cromatografia gasosa encontrou nos dejetos de suínos sólidos emissões na faixa de 20 – 92 $\text{g C m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ de CO_2 , o que corrobora com os resultados obtidos, pois o equipamento tem baixa sensibilidade para poder detectar esses níveis sem uma pré-concentração. Os baixos níveis de emissão de CO_2 encontrados nos teste devem-se, também, ao manejo da compostagem adotado pela granja, pois o material saturado, ou seja, com alto teor de dejetos líquido de suínos aplicados a maravalha favorecem a alta umidade beneficiando o desenvolvimento dos microrganismos anaeróbios e assim promovendo maior emissão de CH_4 .

A metodologia da câmara estática é eficiente, mas demanda a coleta de muitas amostras em diferentes pontos da leira de compostagem, pois abrange áreas pequenas por períodos muito limitados e as coletas de dados devem iniciar imediatamente após a colocação da câmara.

Outro fato a ser considerado é que o acúmulo dos gases emitidos dentro da câmara deve ser feito por um período de tempo curto. A utilização da câmara estática durante longo espaço de tempo provocaria um aumento demasiado nas concentrações das amostras e, após atingir a saturação total do volume da câmara, as taxas de emissão decaem subestimando os valores reais (HUDSON et al, 2008).

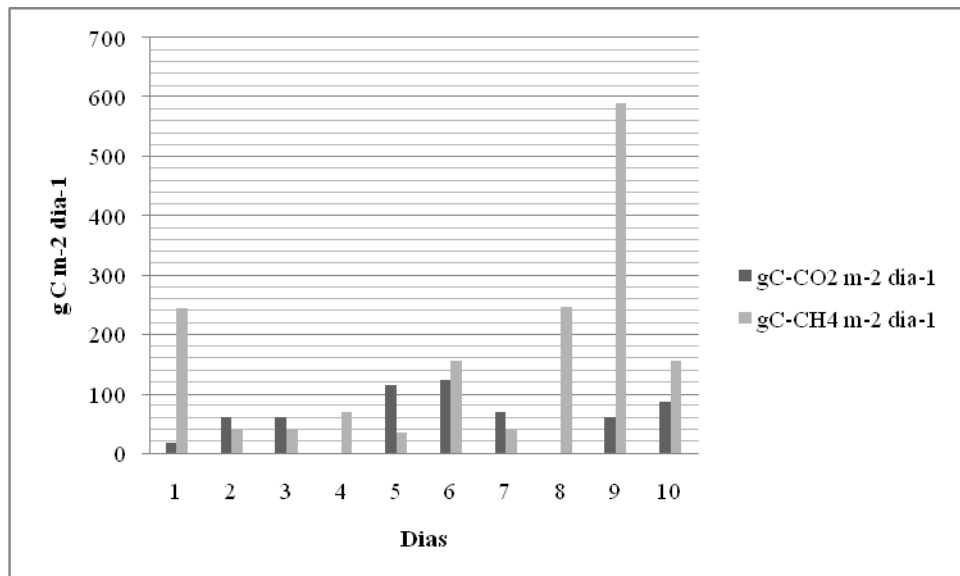


Figura 6: Emissão de C-CO₂ e C-CH₄ na superfície da compostagem com a utilização do sistema de câmara estática.

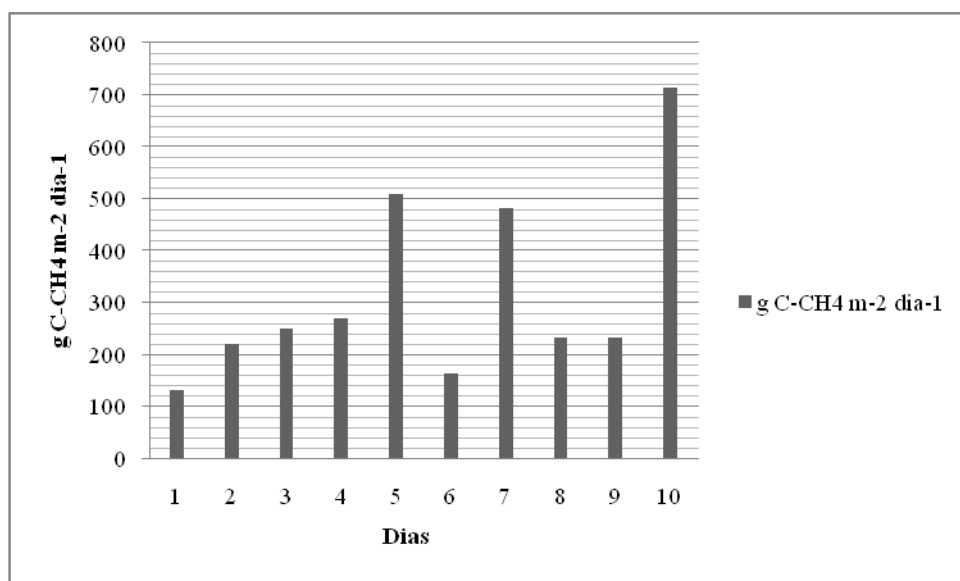


Figura 7: Emissão de C-CH₄ na superfície da compostagem com a utilização do sistema de fluxo contínuo de ar.

Na literatura, as medidas de emissões de gases CH₄, CO₂, N₂O em sistemas de túneis de vento são realizados utilizando equipamentos cromatográficos gasosos, (SOMMER et al, 2004; SZANTO et al, 2007), considerada uma técnica analítica para separação e determinação

de compostos voláteis ou volatilizáveis que apresentam maior sensibilidade que os infravermelhos. Assim, nas taxas de emissão de CO₂ encontradas na compostagem, deve-se, ou utilizar equipamento mais sensível nas medidas dinâmicas (túnel), ou pré-concentrar o gás na câmara estática até atingir os níveis detectáveis pelo sensor infravermelho.

Conen & Smith (1998) comprovaram que, em presença de um fluxo de ar, a influência da pressão dos gases é menor do que na câmara estática. Porém, as medidas em presença do fluxo de ar são influenciadas pela velocidade deste, pois quanto maior a velocidade do vento dentro túnel/câmara maior será o poder de extração dos gases. No entanto, deve-se ter cuidado para não ocasionar uma turbulência, que dificultaria a mensuração dos gases. As condições ambientais e as características da fonte emissora também influenciam as medidas.

Para Sommer et al (2004) o sistema de fluxo contínuo de ar é o mais adequado para mensuração da amônia (NH₃) porque este composto é extremamente volátil e sua emissão tende a sofrer maior influência dos fatores supracitados.

No presente estudo verificou-se que a taxa de emissão de amônia era muito elevada para se empregar a metodologia de câmara estática e a concentração desse gás atingiu valores acima da capacidade do equipamento, saturando o sistema. Isso pode ser notado pela diminuição do fluxo de NH₃ após cerca de 5 minutos de leitura. Como a concentração da amônia no interior da câmara aumenta em demasia, pela saturação do ambiente interno, a taxa de emissão tende a diminuir, não mais reproduzindo o que ocorreria no ambiente natural (aberto). Smith et al (2007) comparando metodologias para medir o fluxo de emissão de amônia (NH₃), demonstraram que na câmara estática os resultados são afetados pela redução da difusão dos gases com o tempo. Assim o tempo de permanência da câmara é um fator a ser considerado na aplicação do método.

Por outro lado, com o sistema de fluxo contínuo de ar foi possível medir a volatilização da amônia em níveis aceitáveis conforme apresentado na Figura 8. Esta permaneceu na faixa de 20 – 242 g de N m⁻² dia⁻¹, Paillat et al (2005a) em seu trabalho encontrou perda de nitrogênio através da emissão de amônia na compostagem feita a partir de dejetos suínos na faixa de 30 – 300 g de N m⁻² dia⁻¹, dessa forma corroborando com os dados encontrados no teste.

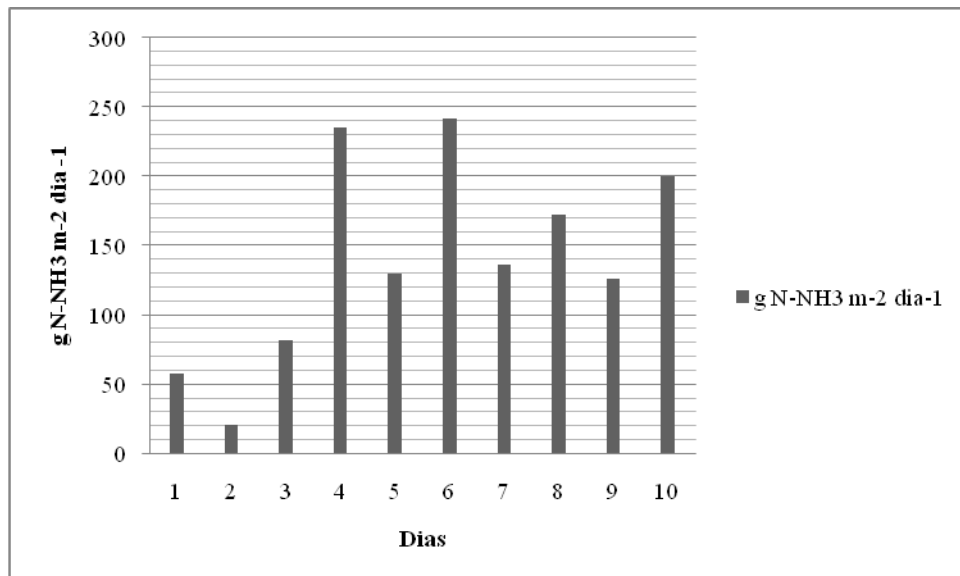


Figura 8: Emissão de NH_3 na superfície da Compostagem com a utilização do Sistema de Fluxo Contínuo de ar.

No caso do presente estudo, outro fator que pode ter influenciado nas medidas de emissão da amônia pelo método da câmara estática foi a umidade que se acumularia no interior da câmara pela ausência de fluxo de ar. A alta temperatura desenvolvida na biomassa leva a uma alta taxa de evaporação de água que, assim como os demais gases, se acumula no interior da câmara até atingir a saturação. Quando isso ocorre, pode haver a formação de micro-partículas de água condensadas no interior da câmara, uma vez que a amônia tem alta solubilidade aquosa, parte deste poderia estar dissolvido e, portanto, não seriam detectados, ocasionando erros nas leituras.

Pelo exposto, considerou-se a metodologia da câmara estática a mais adequada para a mensuração dos gases o metano e o dióxido de carbono. No entanto, foi necessário o ajuste do tempo de permanência da câmara para evitar ou superestimação ou subestimação dos resultados. Já para a mensuração da amônia, a metodologia mais adequada foi o sistema com fluxo contínuo de ar.

1.6 Literaturas Citadas

AMARAL, A. L. do; MORES, N.; VENTURA, L. V.; BARIONI, W. J; LUDKE, J. V.; OLIVEIRA, P. A. Ocorrência de linfadenite por *Mycobacterium avium* em suínos criados em cama sobreposta de maravalha. In: Congresso Latino de suinocultura; Congresso de suinocultura do Mercosul; Congresso da Alvec; 2002, Foz do Iguaçu, PR. **Anais dos trabalhos científicos.**

BLUNDEN, J; ANEJA, V. P; OVERTON, J. H. Modeling hydrogen sulfide emissions across the gás-liquid interface of na anaerobic swine waste treatment storage system. **Atmospheric Environment**, v. 42, p. 5602-5611, 2008.

BUTTENBENDER, S. E. **Avaliação da compostagem da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos provenientes da coleta seletiva realizada no município de Angelina/SC. 2004.** 123 p. Dissertação (mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis (SC).

CONEN, F; SMITH, K. A re-examination of closed flux chamber methods for the measurement of trace gás emissions from soils to the atmosphere. **European Journal of Soil Science**, v. 49, p. 701 – 707, 1998.

DAMOS, F. S; MENDES, R. K; KUBOTA, L. T. Applications of QCM, EIS and SPR in the investigation of surfaces and interfaces for the development of (bio)sensors. **Química Nova**, vol.27, p. 100-4042, 2004.

DONHAN K.J; KNAPP, L.W; MONSON, R; GUTAFSON, K. Acute toxic exposure to gases from liquid manure. **Journal of Occupational Medicine**, v. 24, p. 142-145, 1982.

FATMA, **Coletânea da Legislação Ambiental aplicável no Estado de Santa Catarina.** Comp. e org. por Westphal, D. L.. Florianópolis/SC. FATMA, 2002.

FERNANDES, F. **Manual prático de compostagem de biossólidos.** Londrina. Prosab. Universidade Estadual de Londrina, 1999, 83p.

FUKUMOTO, Y; OSADA, T; HANAJIMA, D; HAGA, K. Patterns and quantities of NH₃, N₂O and CH₄ emissions during swine manure composting without forced aeration—effect of compost pile scale. **Bioresource Technology**, v. 89, p. 109-114, 2003.

GUIVANT, J. S; MIRANDA, C. As duas caras de Jano: Agroindústrias e agricultura familiar diante da questão ambiental. **Caderno de ciência e tecnologia.** v. 16, n. 3, p. 85-128, 1999.

GUIVANT, J. S; MIRANDA, C. Suinocultura e poluição: A construção social de um problema ambiental e de suas soluções. **In: Desafios para o desenvolvimento sustentável da suinocultura**/Julia S. Guivant; Claudio R. Miranda. Chapecó:Editora Argos, 2004, p. 332.

HARRISON, R. **Understanding our environmental – An introduction to environment chemistry and pollution**. The university of Birmingham, UK. Editora: The Royal society of chemistry, 1999, p. 445.

HAVLIKOVA, M; KROESE, C; HUIJBREGTS, M. A. J. Environmental and health impact by dairy cattle livestock and manure management in the Czech Republic. **Science of the total environment**, v. 396, p. 121 – 131, 2008.

HOBSON, A. M; FREDERICKSON, J; DISE, N. B. CH₄ e N₂O from mechanically turned windrow and vermicomposting systems following in-vessel pre-treatment. **Waste Management**, v. 25, p. 345 – 352, 2005.

HUDSON, N; AYOKO, G. A. Odour sampling . 2. Comparison of physical and aerodynamic characteristics of sampling devices: A review. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 3993 – 4007, 2008.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change (2001). Climate Change 2001: The scientific basis. Contribution of working group I the third assessment of the Intergovernmental Panel on Climate Change on Climate Change. **In:Houghton, J. T** (Ed), Cambridge University Press, UK.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2007). Climate Change 2007: The Physical Science Basis . **In: Alley, R.** Paris.

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**. Piracicaba, 1998. 171p.

KUNZ, A; CHIOCCHETA, O; MIELE, M; GIROTTO, A; SANGOI, V. Comparativo de Custos de Implementação de Diferentes Tecnologias de Armazenagem/Tratamento e Distribuição dos Dejetos de Suínos, **Comunicado Técnico**, n. 48, 2005 – Embrapa Suínos e Aves, Concórdia (SC).

MANIOS, T; KONSTANTINOS, M; BOUTZAKIS, P; NAZARIDIS, Y; LASARIDI, K; MARKAKIS, G; STENTIFORD, E. I. Methane and carbon dioxide emission in a two-phase olive oil mill sludge windrow pile during composting, **Waste Management**, v. 27, p. 1092-1098, 2007.

MCT - Ministério de Ciência e Tecnologia. **Primeiro Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa: Relatório de Referências**. Emissões de Metano da pecuária, 2002. EMBRAPA Meio Ambiente. 78p.

MIRANDA, R. C. Aspectos ambientais da suinocultura brasileira. **In:** Segnfredo, A. M. **Gestão ambiental na suinocultura**. Brasília (DF): Editora Embrapa, 2007, 302 p.

MOLLER, K; STINNER, W. Effects of different manuring systems with and without biogás digestion on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen losses (ammonia, nitrous oxides), **European Journal of Agronomy**, v. 30, p. 1-16, 2009.

MOREIRA, F. M. S; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**/ Fátima Maria de Souza Moreira, José Osvaldo Siqueira – Lavras: Editora UFLA, 2002. 626 p.

NAKAMAE, I. J. **Anualpec 2007 : anário da pecuária brasileira**. São Paulo: Instituto FNP, 2005, 340 p.

OLIVEIRA, P. A. **A escolha do sistema para o manejo dos dejetos de suínos uma difícil decisão**. Embrapa Suínos e Aves, Concórdia (SC), 2000. Disponível em: www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc_artigos/artigos_t763q2u.pdf. Acessado em: 13 de junho de 2007.

OLIVEIRA, P. A; DAÍ PRA, M. A; KONZEN, E. A. Unidade de transformação dos dejetos líquidos em composto orgânico. **Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos – Manual de boas práticas**. PNMA II. P43-55. 2004. 109p.

OLIVEIRA, P. A; HIGARASHI, M. M; NUNES, M. L. **Emissão de gases, na suinocultura, que provocam efeito estufa, Sustentabilidade ambiental da suinocultura**, Embrapa Suínos e Aves, Concórdia (SC), 2003. Disponível em: www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc_artigos/artigos_t763q2u.pdf. Acessado em: 13 de junho de 2007.

OLIVEIRA, P. A; NUNES, M. L. A. **Sustentabilidade ambiental da suinocultura**, Embrapa Suínos e Aves, Concórdia (SC), 2003. Disponível em: www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc_artigos/artigos_t763q2u.pdf. Acessado em: 13 de junho de 2007.

OLIVEIRA, P. A; SILVA, A. P. Edificações para produção de suínos enfocando os aspectos ambientais. **In:** OLIVEIRA, P.A. **Tecnologia para o manejo de resíduos na produção de suínos: manual de boas praticas**. Concórdia (SC), Embrapa Suínos e Aves, 2004, 107 p.

PAILLAT, J. M; ROBIN, P; HASSOUNA, M; LETERME, P. **Effet du compostage d'effluents porcins sur les émissions gazeuses et les teneurs en éléments polluants** . 2005a. 106 p. Rapport final, Institut national de la recherche agronomique, Centre de recherches de Rennes.

PAILLAT, J. M; ROBIN, P; HASSOUNA, M; LETERME, P. Predicting ammonia and carbon dioxide emissions from carbon and nitrogen biodegradability during animal waste composting, **Atmospheric Environment**, v. 29, p. 6833 – 6842, 2005b.

PERDOMO, C. C. **Manejo e tratamento de dejetos suínos (Sistema EMBRAPA-UFSC)**, Embrapa Suínos e Aves, Concórdia (SC), 2000. Disponível em: www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc_artigos/artigos_t763q2u.pdf. Acessado em: 13 de junho de 2007.

PEREIRA NETO, J. T. **Manual de compostagem: processo de baixo custo**. Belo Horizonte. UNICEF, 1996, 56p.

RCHIGL, E. J. **Soil Amendments and Environmental Quality**, 1995, University of Florida soil and water science Department Research and Education Center Ona, Florida.

RYNK, R. **On-Farm composting handbook**. Ithaca – NY: Northeast Regional Agricultural Engineering Service, 1992, 188p.

ROCHA, J. C; ROSA, A; CARDOSO, A. C. **Introdução a química ambiental**. Editora: Bookman, 2004, 154 p.

SCHERE, E. E; AITA, C; BALDISSERA, I. T. Avaliação da qualidade do esterco líquido de suínos da região oeste catarinense para fins de utilização como fertilizante. Florianópolis: Epagri, 1996. 46 p. (**Boletim Técnico, 79**).

SEGANFREDO, M. A. **Os dejetos de suínos e seus riscos ambientais no uso como fertilizante**, Embrapa Suíno Avesa, Concórdia (SC), 2007. Disponível em: www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc_artigos/artigos_t763q2u.pdf. Acessado em :10 de dezembro de 2007.

SEGANFREDO, M. A; JUNIOR, V. P. **Dejetos suínos: adubo ou poluente?**, Embrapa Suíno Avesa, Concórdia (SC), 2005. Disponível em: www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc_artigos/artigos_t763q2u.pdf. Acessado em :10 de dezembro de 2007.

- SMITH, E; GORDON, R; BOURQUE, C; CAMPBELL, A. Comparison of three simple Field methods for ammonia volatilization from manure. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 08, p. 469-477, 2007.
- SILVA, V. S; DUTRA, V; VENTURA, L. V.; YAMAMOTO, M. T.; PEREIRA, M. A. C.; PIFFER, I.; MORES, N. Dinâmica da infecção por *Mycobacterium avium* em suínos. In: Congresso brasileiro de veterinários especialistas em suínos, 10., 2001, Porto Alegre. **Anais..** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2001. v. 2, p. 137-138.
- SOMMER, S. G; MCGINN, S. M; HAO, X; LARNEY, F. J. Techniques for measuring gas emissions from a composting stockpile of cattle manure, **Atmospheric Environment**, v. 38, p. 4643 – 4652, 2004.
- SOMMER, S.G; MOLLER, H.B. Emission of greenhouse during composting of deep litter from pig production – effect of straw content. **Journal of Agricultural Science**, v. 134, p. 327 – 335, 2000.
- STUERCHLER, P.; Int. Environ. Technol, v. 12, p. 55, 2002.
- SZANTO, G. L; HAMELERS, H. V. M; RULKENS, W. H; VEEKEN, A. H. M. NH₃, N₂O and CH₄ emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure, **Biore-source Technology**, v. 98, p. 2659-2670, 2007.
- TESTA, V. M. Desenvolvimento sustentável e a suinocultura do Oeste catarinense: desafios econômicos, sociais e ambientais. In: **Desafios para o desenvolvimento sustentável da suinocultura**/Julia S. Guivant; Claudio R. Miranda. Chapecó:Editora Argos, 2004, p. 332.
- THOMPSON, A. G; WAGNER-RIDDLE, C; Fleming, R. Emissions of N₂O and CH₂ during the composting of liquid swine manure. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 91, p. 87-104, 2004.
- VANOTTI, M. B; SZOGI, A. A; VIVES, C. A. Greenhouse gas emission reduction and environmental quality improvement from implementation of aerobic waste treatment systems in swine farm, **Waste Management**, v. 28, p. 759 766, 2008.

CAPÍTULO II - Redução da emissão de CO₂, CH₄ e H₂S através da compostagem de dejetos suínos – Comparação Esterqueira x Compostagem

Luana G. Sardá¹, Martha M. Higarashi², Susana Muller³, Paulo A. Oliveira² & Jucinei J. Comin⁴.

¹Aluna do Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas (UFSC), Centro de Ciências Agrárias, Rod. Admar Gonzaga 1346, Itacorubi, CEP 88040-900, Florianópolis, SC. E-mail: luanasarda@yahoo.com.br.

²Embrapa Suínos e Aves, Caixa Postal 21 (89700-000), Concórdia, SC.

³Curso de Engenharia Ambiental (UNC), Vítor Sopelsa 3000 (89700-000), Concórdia.

⁴Departamento Engenharia Rural (UFSC), Centro de Ciências Agrárias, Rod. Admar Gonzaga 1346, Itacorubi, CEP 88040-900, Florianópolis, SC. Fone: (48) 37215433. E-mail: jcomin@cca.ufsc.br.

Resumo: Em conjunto com o crescente desenvolvimento da tecnologia para a produção de suínos ocorreu uma forte exploração e degradação do ambiente e a atividade se transformou numa fonte poluidora das regiões produtoras. Por isso, buscam-se alternativas que minimizem o potencial poluidor do atual sistema de produção. O trabalho proposto foi comparar o perfil de emissão de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e gás sulfídrico (H₂S) do manejo de dejetos suínos na forma sólida (compostagem) e líquida (esterqueira), e avaliar a eficiência do processo de compostagem através dos parâmetros físico-químicos. O ensaio foi implantado no campo experimental da Embrapa Suínos e Aves, localizada no município de Concórdia (SC). Verificou-se que na compostagem houve uma redução de 7 vezes na emissão de CH₄, com relação à esterqueira, e a emissão de CO₂ representou 78,5% do carbono total mineralizado. Considerando que a emissão de H₂S foi expressiva apenas no manejo dos dejetos na forma líquida, o manejo dos resíduos na forma sólida reduz os impactos ambientais pela mitigação do efeito estufa e a redução de odores.

Palavras-chave: gases de efeito estufa, tratamento de dejetos

Reduction emissions of CO₂, CH₄ and H₂S through composting of swine manure

Abstract: In conjunction with the development of technologies for the production of swine meat a strong exploration and degradation of the environment occurred and the activity became a source of pollution in the producing regions. Therefore, there are a need for alterna-

tives technologies that minimize the pollutant potential of the current system of production. The proposed work was to analyze and compare the emission of carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄) and hydrogen sulfide (H₂S) between the management of swine manure in solid form (composting) and liquid manure (deep pit), and assess the efficiency of the process of composting through the physical and chemical parameters. The test was implemented in the experimental field of Embrapa Suínos e Aves, located in Concórdia (SC). The results have showed that composting reduces 7 times the CH₄ emission comparing to deep pit, and emission of CO₂ represented 78.5% of total mineralized carbon. Considering the emission of H₂S was significant only in the management of waste in liquid form. So, the management of waste in solid form can reduce the environmental impacts, as tends to be beneficial in terms of mitigation of greenhouse effect and may contribute to the reduction of odors.

Key words: greenhouse gases emissions, treatment swine waste, swine manure.

INTRODUÇÃO

O Brasil é o quarto maior produtor mundial de carne suína, ficando atrás da China, União Européia e Estados Unidos, com a produção de 2.930 toneladas de carne suína e um rebanho de 34,9 milhões de cabeças (ANUALPEC, 2007). Estudos desenvolvidos pela Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) apontam que a produção de carne suína deverá crescer em taxas anuais de 1,5 % no período compreendido entre 2003 a 2013, crescimento que irá acontecer predominantemente em países em desenvolvimento.

Isto poderá causar diversos efeitos negativos no ambiente, pelas pressões causadas nos recursos naturais (água, solo e ar), e na estrutura fundiária, por meio da exclusão de produtores tradicionais que não conseguem acompanhar os novos padrões de produção que transformam as unidades cada vez mais especializadas (MIRANDA, 2007). O Brasil já vem sofrendo estes efeitos nas regiões produtoras de suínos, devido ao desenvolvimento acelerado da suinocultura, a partir da década de 70, com a adoção de “sistemas confinados de produção”.

O grande potencial poluidor da suinocultura decorre ao elevado número de contaminantes e nutrientes presentes nos seus efluentes, cuja ação individual ou combinada, pode contaminar e degradar o ar, os recursos hídricos e o solo. A poluição do ar ocorre pela

emissão de gases, tendo como principais o NH_3 , CO_2 , CH_4 , N_2O e H_2S (DINUCCIO et al, 2008; OLIVEIRA et al, 2003).

Comumente o manejo dos dejetos suínos ocorre na forma líquida (concentração de sólidos totais inferior a 8%) com o uso de esterqueiras. Neste sistema, ocorre um processo de degradação da matéria orgânica a partir da fermentação anaeróbia, que tem como um dos produtos finais o gás metano (CH_4), que contribui para o agravamento do efeito estufa no planeta Terra (IPCC, 2007), e o gás sulfídrico (H_2S). Na América do Norte, as esterqueiras são responsáveis por 61% da emissão total de metano proveniente do manejo de resíduo animal (SHARPE et al, 2002).

O efluente final desse manejo é utilizado para adubação de lavouras ou pastagens, ocasionando a emissão de odores desagradáveis e de gases poluentes, escoamento da carga orgânica e lixiviação de nutrientes (OLIVEIRA et al, 2003; SEGANFREDO, 2007; SEGANFREDO et al, 2005).

Ademais aos problemas já citados, a emissão do gás sulfídrico (H_2S), que é incolor e potencialmente nocivo, colabora com as chuvas ácidas e pode causar danos a saúde humana, sendo facilmente liberado pelo processo líquido de degradação dos dejetos suínos (BLUNDEN et al, 2008).

Uma das alternativas encontradas para a diminuição dos impactos ambientais citados é o manejo de dejetos de suínos na forma sólida (concentração de matéria seca superior a 60%), utilizando-se a compostagem ou sistemas de produção sobre cama. O manejo dos dejetos suínos na forma sólida ocasiona diminuição do teor de água dos dejetos e dos odores provocados pelo atual sistema de armazenamento, por se tratar de um processo aeróbio, onde o principal produto da degradação dos resíduos orgânicos é o dióxido de carbono (CO_2). Thompson et al (2004) observaram uma redução de 50% da emissão de gases de efeito estufa, metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O), com a utilização do manejo do resíduo animal na forma sólida quando comparado ao manejo na forma líquida.

Considerando que o gás sulfídrico (H_2S) é gerado a partir da decomposição anaeróbia, resultado da mineralização de compostos orgânicos sulfurados ou pela redução de compostos inorgânicos sulfurados oxidados, no processo de compostagem a sua emissão, provavelmente, será drasticamente minimizada ou não ocorrerá.

Pelo exposto, buscou-se monitorar o perfil das emissões de gases poluentes durante o manejo de dejetos suínos na forma sólida (compostagem) e líquida (esterqueira) e avaliar a eficiência do processo de compostagem.

MATERIAIS E MÉTODOS

Comparou-se a emissão de gases (CO_2 , CH_4 e H_2S) do manejo de dejetos suínos na forma sólida (compostagem) e líquida (esterqueira). O ensaio foi implantado no campo experimental da Embrapa Suínos e Aves, localizada no município de Concórdia (SC), e conduzido no interior de uma edificação construída com cobertura em polietileno transparente, piso e muretas internas e externas em alvenaria e portões frontais metálicos.

O experimento teve dois tratamentos, compostagem e esterqueira, cada um com duas repetições, que consistiram em caixas de madeira de $0,84 \text{ m}^3$ de volume e $1,54 \text{ m}^2$ de área, com as seguintes dimensões internas: 0,545 m de largura, 1,98 m de comprimento e 0,78 m de altura.

A.



B.

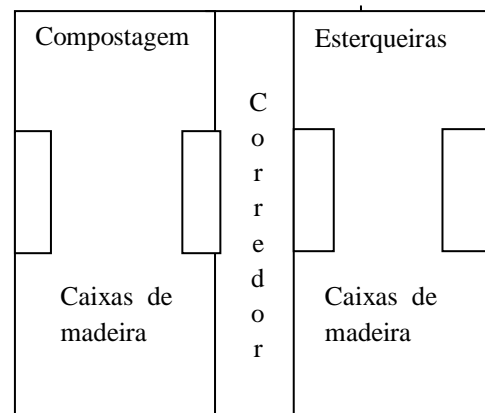


Figura 1: Vista da área experimental externa (A) e interna (B).

Para cada repetição dos dois tratamentos utilizou-se um volume de 735 L de dejetos suínos. No tratamento compostagem utilizou-se 122,5 kg de substrato (maravalha) para atingir uma relação de 1 kg de substrato: 6 L de dejetos suínos (OLIVEIRA et al, 2004). Nesta fase os dejetos suínos foram incorporados ao substrato em 4 aplicações, com intervalos de 7 dias entre elas, conforme demonstrado na Tabela 1. Após a saturação do substrato iniciou-se a fase de maturação, onde o material permaneceu no leito de compostagem até sua secagem.

Tabela 1: Etapas de aplicação do dejetos líquido de suínos.

Dias de Aplicação dos dejetos líquido de suínos	Porcentagem de Aplicação (%)	Quantidade de dejetos líquido suíno (L)
14/07/08	40	294,0
21/07/08	30	220,5
28/07/08	20	147,0
04/07/08	10	73,50

Os dejetos utilizados para o desenvolvimento do trabalho foram coletados da granja de suínos da unidade demonstrativa da Embrapa Suínos e Aves, onde estavam alojados 48 suínos em terminação, com produção diária de 0,336 m³ de dejetos líquido. As características físico-químicas dos resíduos utilizados estão apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2: Características físico-químicas dos dejetos utilizados.

Dias de coleta	Carbono Orgânico %	Nitrogênio %	Sólidos Totais mg L ⁻¹	Sólidos Voláteis mg L ⁻¹	Sólidos Fixos mg L ⁻¹
14/07/08	1,5	0,260	22441,00	16331,00	6609,50
21/07/08	0,99	0,223	21866,00	5655,00	6211,00
28/07/08	1,5	0,329	22263,00	14936,50	7326,50
04/07/08	1,3	0,282	23033,00	16700,50	6332,50

Monitorou-se a emissão de gases durante 60 dias, efetuando-se coletas diárias durante o primeiro mês, e duas vezes por semana durante o segundo mês, tanto nas leiras de compostagem como nas esterqueiras. O equipamento utilizado para o monitoramento da emissão de gases foi o modelo X-AM 7000 da Draeger, equipado com sensores infravermelhos para a medição dos gases metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂), e um sensor eletroquímico para medição de gás sulfídrico (H₂S).

A mensuração dos gases foi feita através da metodologia de câmara estática (Figura 2), na qual os gases emitidos pela superfície da compostagem de dejetos suíno são concentrados em uma câmara de polietileno disposta sobre a superfície da leira de compostagem e aspirados numa vazão de 0,5 L min⁻¹ pelo medidor de gases.

Em cada leito de compostagem efetuou-se a leitura de emissão em três pontos de coletas de gases durante três minutos, enquanto nas esterqueiras as leituras ocorreram em dois pontos de coleta em cada repetição durante dois minutos. Os dados gerados foram transformados conforme Sommer & Moller (2000).

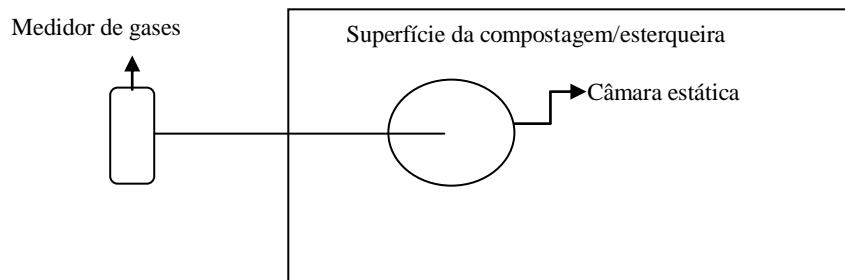


Figura 2: Esquema da utilização da metodologia da câmara estática.

As amostras de composto orgânico foram coletadas semanalmente para o acompanhamento da evolução físico-química do processo de compostagem. Coletaram-se cinco subamostras nas profundidades 0,40 e 0,20 m de altura, para formar uma amostra composta. E encaminhadas para o laboratório análises físico-químicas da Embrapa Suínos e Aves, onde foram processadas e analisadas de acordo com as metodologias oficiais (TEDESCO et al, 1995; AOAC, 1995;)

Os parâmetros analisados foram Matéria Seca (MS), Carbono Orgânico (CO) e Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e se verificou diariamente a temperatura interna da leira de compostagem com a utilização de termopares do tipo T(Cu-Co).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Emissão de gases no manejo sólido e líquido dos dejetos suínos

Na Figura 3 estão apresentadas as emissões de C-CO₂ e de C-CH₄ nos dois manejos de dejetos de suínos. Percebe-se que o manejo na forma sólida reduz significativamente as emissões, e com o término do processo de fermentação aeróbia cessam as emissões de gases.

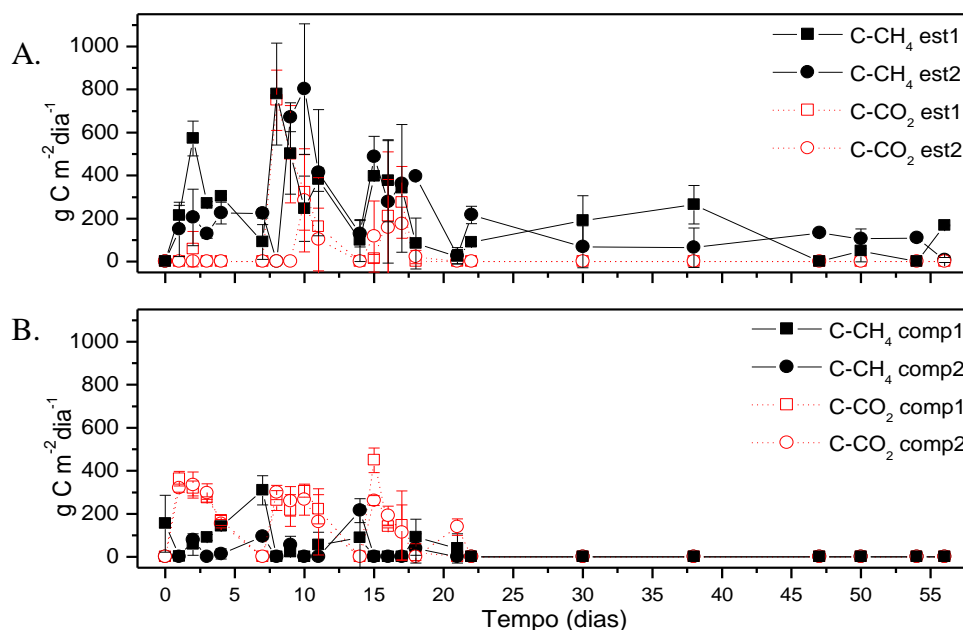


Figura 3: Perfil da emissão de dióxido de carbono (C-CO₂) e de metano (C-CH₄) no manejo dos dejetos suínos na forma líquida (A) e na forma sólida (B).

A quantidade de carbono total emitido pelo manejo sólido dos dejetos suínos no período de 60 dias, na forma de C-CH₄ e C-CO₂ foi aproximadamente 776,16 e 2841,64 g m⁻² respectivamente, o que demonstra que 21,45 % da mineralização ocorre pela via metanogênica e 78,45% pela via aeróbia (geração de CO₂). Os picos das emissões de metano (Figura 3) acontecem nos dias de aplicação dos dejetos ao substrato (maravalha), e na sequência iniciou-se o processo aeróbio.

Já para o manejo na forma líquida, as emissões, principalmente de metano (CH₄) e de gás sulfídrico (H₂S), conforme Figuras 3 e 4, são mais elevadas e constantes, ou seja, os gases foram emitidos durante todo o processo de armazenamento, em função da constante atividade anaeróbia.

A emissão de H₂S nos 60 dias de monitoramento foi de 5,72 g m⁻², e aquela de C-CH₄ e C-CO₂, foi de 5326,25 e 1575,80 g m⁻², respectivamente. Ou seja, a produção de metano no manejo líquido de dejetos suínos representou 0,12 t de CO₂ equivalente, enquanto que na compostagem apenas 0,017 t de CO₂ equivalente. Estes resultados demonstram que emissão de metano é 7 vezes maior na esterqueira. Também se deve considerar que não foram encontradas concentrações significativas de H₂S na compostagem, e a emissão de dióxido de carbono representou apenas 22,83% na esterqueira.

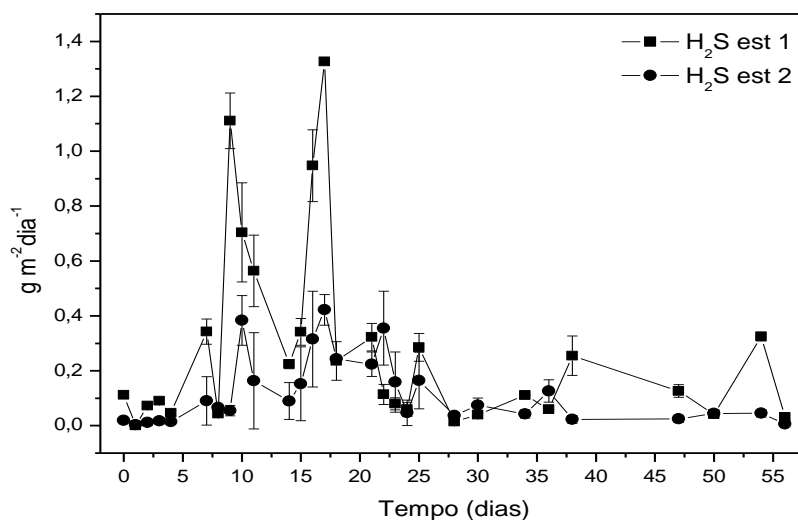


Figura 4: Perfil da emissão de gás sulfídrico (H₂S) no manejo líquido de dejetos suínos, esterqueira (Est1 e Est2).

As emissões de metano (C-CH₄) e de dióxido de carbono na esterqueira permaneceram entre 25,48 (25,48±2,31) - 586,02 (586,02±120,08) e 10,87 (10,87±15,37) - 375 (375±530,67) g m⁻² dia⁻¹ no período de 60 dias, com médias iguais a 231,57 e 68,51 g m⁻² dia⁻¹, respectivamente, e as emissões de gás sulfídrico (H₂S) foram de 0,0015 (0,0015±0,0020) - 0,87 (0,87±0,64) g m⁻² dia⁻¹ (0,19±0,095 g H₂S m⁻² dia⁻¹). Dinuccio et al (2008) encontraram valores de 288 - 4,8 g m⁻² dia⁻¹ de metano (CH₄) no tempo de 30 dias, enquanto Sharpe et al (2002) constataram emissões médias de metano (CH₄) na faixa de 11,53 - 4,99 g m⁻² dia⁻¹ no período de uma semana por mês, ao longo de dois meses de monitoramento, demonstrando uma grande variação na emissão de gases no armazenamento líquido de dejetos suínos.

Isto se explica pelo fato dos sistemas líquidos serem muito dinâmicos e sofrerem influências externas em função da velocidade do vento, da temperatura e da umidade do ar; além das variações de dimensionamento (altura, largura e comprimento do depósito) e da temperatura no interior da lagoa; das características físico-químicas dos dejetos suínos armazenados, da microbiota, que é única em cada região do mundo, e da própria metodologia utilizada para a mensuração dos gases, pois a metodologia utilizada no presente trabalho não é considerada adequada para a medição de gases em lagoas de armazenamento de dejetos suínos por isso observa-se uma grande variação nos valores encontrados (DINUCCIO et al, 2008; SHARPE et al, 2002; SOMMER et al, 2007).

Outro fator que afeta as emissões de gases seria a formação de uma crosta na superfície das esterqueiras, que apresenta teor de matéria seca mais elevado, por possuir maior contato com o ar atmosférico, estabilizando durante alguns períodos as concentrações dos gases (BLUNDEN, 2008; MOLLER et al, 2004; SOMMER et al, 2007). Moller et al. (2004) e Dinuccio et al (2008) comprovaram que na fração sólida do resíduo animal em esterqueiras ocorre menor produção de gases, o que deixaria as concentrações dos gases em níveis mais baixos e constantes após alguns dias de armazenamento, como se observa no nas Figuras 3 e 4.

No manejo sólido de dejetos suínos, as emissões de carbono na forma de metano (C-CH_4) e de dióxido de carbono (C-CO_2) durante os 21 dias da fase de incorporação de dejetos suínos (fase de maior emissão), foram encontrados valores entre 1,05 - 201,93 e 11,22 - 355 $\text{g m}^{-2} \text{dia}^{-1}$, com médias iguais a 30,38 e 123,54 $\text{g m}^{-2} \text{dia}^{-1}$, respectivamente. Isto demonstra que na compostagem ocorre maior emissão de dióxido de carbono (CO_2) e menor variação na emissão de carbono entre os pontos de coleta (Figura 3), ao contrário das esterqueiras. Em trabalhos desenvolvidos com compostagem verificou-se que a perda de C através da emissão de CO_2 é maior do que a de CH_4 (HOBSON, 2005; PAILLAT et al, 2005; WOLTER et al, 2004).

Dessa forma, o manejo dos resíduos da suinocultura na forma sólida reduz consideravelmente as emissões de gases de efeito estufa (CH_4 e CO_2) e do gás sulfídrico (H_2S), além de diminuir significativamente os odores.

No entanto, como existem diversos fatores que influenciam fortemente a emissões de gases no processo de compostagem, a eficiência do processo dependerá do controle do teor de matéria orgânica e de água do dejetos utilizado; da umidade, da atividade microbológica e da relação carbono/nitrogênio.

Eficiência do processo de compostagem

Neste trabalho, utilizaram-se dejetos com teor médio de sólidos totais de 2,236 % (Tabela 2), fator que afetou a eficiência do processo de compostagem, pois as temperaturas não ultrapassaram 52°C (Figura 5) e a relação C/N final permaneceu em 39,53, considerando que a inicial foi de 106,07 (Tabela 3). Uma compostagem aeróbia é um processo onde os microrganismos transformam naturalmente o material biodegradável num produto humificado, des-

truindo os microrganismos patogênicos, convertendo o nitrogênio que está instável em formas orgânicas estáveis, reduzindo o volume dos resíduos e utilizando-se como adubo para produção de alimentos. Por isso destaca-se a importância da utilização de dejetos com teor de sólidos acima de 3%, pois com isso aumenta-se o teor de carbono orgânico.

Tabela 3: Evolução da matéria seca e da relação carbono/nitrogênio (C/N) do composto orgânico.

Dias	Matéria Seca	Relação C/N
0	34,14	106,07
7	31,52	46,08
14	31,55	44,40
21	25,30	39,24
28	28,9	45,20
42	31,50	44,08
56	32,00	39,53

Para que o processo de compostagem seja realizado com sucesso, deve-se ter cuidado com alguns fatores como: temperatura, aeração, umidade e controle apropriado da concentração de nutrientes. A relação C/N é o fator mais importante para a eficiência do processo de compostagem e para a qualidade do composto, para posterior utilização como adubo (ZHU, 2007).

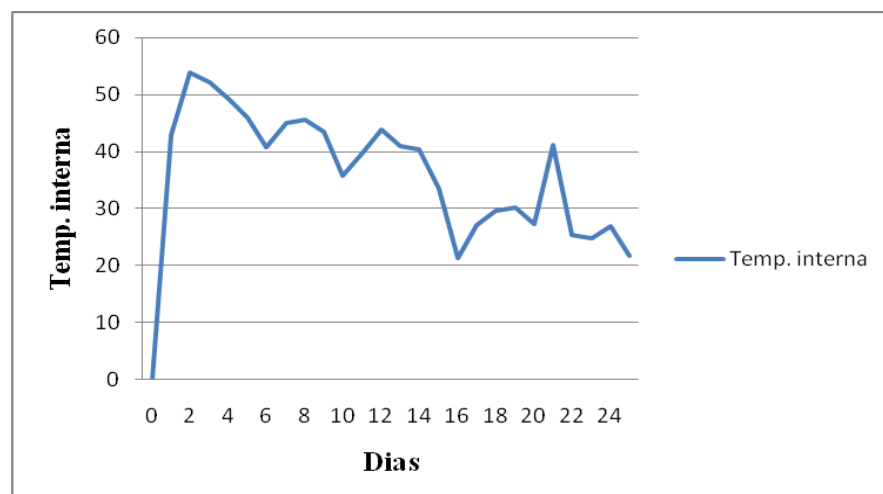


Figura 5: Média das temperaturas internas das leiras de compostagem.

Para que se atinja uma relação C/N final ideal (≤ 20) deve-se aumentar o teor de carbono orgânico para facilitar o desenvolvimento dos microrganismos termofílicos, que são responsáveis pela elevação das temperaturas, e a aceleração do processo de degradação dos resíduos orgânicos. Com queda da temperatura, a atividade dos microrganismos termofílicos diminui e ocorre a perda de calor e junto a evaporação de água (ZHU, 2007).

Huang et al (2006) avaliaram alguns parâmetros físico-químicos na compostagem de dejetos suínos e observaram um decréscimo gradual do teor de carbono orgânico e um aumento das temperaturas ao longo de 21 dias. Em seguida as temperaturas começaram a declinar e a relação C/N também diminuiu consideravelmente no final do processo de compostagem, período compreendido até os 63 dias, demonstrando que o composto atingiu a maturação e poderia ser utilizado como adubo orgânico.

Assim, é importante lembrar que o manejo dos dejetos na forma sólida será mais eficiente conforme se aumenta o teor de sólidos nos dejetos suínos pela elevação do teor de carbono orgânico e a diminuição da relação carbono/nitrogênio, proporcionando um composto orgânico com maior concentração de nutrientes e de melhor valor econômico.

CONCLUSÕES

1. A emissão de CH_4 foi reduzida em 7 vezes no processo de compostagem, e a emissão de CO_2 representou 78,5% do carbono total mineralizado.
2. Como a emissão de H_2S foi inexpressiva na compostagem, o manejo dos resíduos na forma sólida reduz os impactos ambientais pela mitigação do efeito estufa e a redução de odores.
3. Baixo teor de sólidos presentes nos dejetos prejudica a eficiência da compostagem.

LITERATURA CITADA

AOAC – **Association of Official Analytical Chemists International** (Washington, EUA). Official Methods of Analysis, ed. 16, vol 1, 1995. Cap. 4, p.1.

BLUNDEN, J; ANEJA, V. P; OVERTON, J. H. Modeling hydrogen sulfide emissions across the gás-liquid interface of na anaerobic swine waste treatment storage system. **Atmospheric Environment**, v. 42, p. 5602-5611, 2008.

DINUCCIO, E; BERG, W; BALSARI, P. Gaseous emissions from storage of untreated slurries and the fractions obtained after mechanical separation. **Atmospheric Environment**, v. 42, p. 2448-2459, 2008.

HOBSON, A. M; FREDERICKSON, J; DISE, N.B. CH₄ e N₂O from mechanically turned windron and vermicomposting systems following in-vessel pre-treatment. **Waste Management**, v. 25, p. 345 – 352, 2005.

HUANG, G. F; WU, Q. T; WONG, J. W. C; NAGAR, B. B. Transformation of organic matter during composting of pig manure with sawdust. **Bioresource Technology**, v. 97, p. 1834 – 1842, 2006.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2007). Climate Change 2007: The Pysical Science Basis . **In: Alley, R.** Paris.

MIRANDA, R. C. Aspectos ambientais da suinocultura brasileira. **In: Seganfredo, A. M. Gestão ambiental na suinocultura.** Brasília (DF): Embrapa, 2007, 302 p.

MOLLER, H. B; SOMMER, S. G; AHRING, B. K. Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. **Biomass & Bioenergy**, v. 26, p. 485 – 495, 2004.

NAKAMAE, I. J. **Anualpec 2007** : anuário da pecuária brasileira. São Paulo: Instituto FNP, 2005. 340 p.

OLIVEIRA, P. A; DAÍ PRA, M. A; KOZEN, E. A. Unidade de transformação dos dejetos líquidos em composto orgânico. **Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos – Manual de boas práticas.** PNMA II. P43-55. 2004. 109p.

OLIVEIRA, P. A; HIGARASHI, M. M; NUNES, M. L. **Emissão de gases, na suinocultura, que provocam efeito estufa, Sustentabilidade ambiental da suinocultura.** Embrapa Suínos e Aves, Concórdia (SC), 2003. Disponível em: www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc_artigos/artigos_t763q2u.pdf.

PAILLAT, J. M; ROBIN, P; HASSOUNA, M; LETERME, P. Predicting ammonia and carbon dioxide emissions from carbon and nitrogen biodegradability during animal waste composting. **Atmospheric Environment**, v. 29, p. 6833 – 6842, 2005.

SEGANFREDO, M. A. **Os dejetos de suínos e seus riscos ambientais no uso como fertilizante**. Embrapa Suíno Avesa, Concórdia (SC), 2007. Disponível em: www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc_artigos/artigos_t763q2u.pdf.

SEGANFREDO, M. A, JUNIOR, V. P. **Dejetos suínos: adubo ou poluente?**. Embrapa Suíno Avesa, Concórdia (SC), 2007. Disponível em: www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc_artigos/artigos_t763q2u.pdf.

SHARPE, R.R; HARPER, L.A; BYERS, F.M.. Methane emissions from swine lagoons in Southeastern US. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 90, p. 17 – 24, 2002.

SOMMER, S.G; MOLLER, H.B. Emission of greenhouse during composting of deep litter from pig production – effect of straw content. **Journal of Agricultural Science**, v. 134, p. 327 – 335, 2000.

SOMMER, S. G; SOREN, O. P; SORENSEN, P; POULSEN, D. H; MOLLER, H. B. Methane and carbon diode emissions and nitrogen turnover during liquid manure storage. **Nutr Cycl Agroecosyst**, 78 (2007), 27-36.

SZANTO, G. L; HAMELERS, H. V. M; RULKENS, W. H; VEEKEN, A. H. M. NH₃, N₂O and CH₄ emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure. **Biore-source Technology**, v. 98, p. 2659-2670, 2007.

TEDESCO, M. J; GAINELLO, C; BISSANI, C. A; BOHNEN, H; VOLKWEISS, J. S. Análises de solo, plantas e outros materiais. 2. ed. Porto Alegre: Departamento de Solos da UFRGS, 174p. 1995. (**Boletim Técnico**, n. 5).

THOMPSON, A. G; WAGNER-RIDDLE, C; FLEMING, R. Emissions of N₂O and CH₂ during the composting of liquid swine manure. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 91, p. 87-104, 2004.

VANOTTI, M.B; SZOGI, A.A; VIVES, C.A. Greenhouse gas emission reduction and environmental quality improvement from implementation of aerobic waste treatment systems in swinefarm, **Waste Management**, v. 28, p. 759 766, 2008.

WOLTER, M; PRAYITNO, S; SCHUCHARDAT, F. Greenhouse gas emission during storage of pig manure on a pilot scale, **Bioresource Technology**, v. 95, p. 235 – 244, 2004.

ZHU, N. Effect of low initial C/N ratio aerobic composting of swine manure with rice straw. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 9 – 13, 2007.

CAPÍTULO III - Emissão de CO₂, CH₄ e NH₃ durante o tratamento de dejetos suínos via compostagem

Luana G. Sardá¹, Martha M. Higarashi², Paulo A. Oliveira² & Jucinei J. Comin³.

¹Mestranda em Agroecossistemas (UFSC), Centro de Ciências Agrárias, Rod. Admar Gonzaga 1346, Itacorubi, CEP 88040-900, Florianópolis, SC. E-mail: luanasarda@yahoo.com.br.

²Embrapa Suínos e Aves, Caixa Postal 21 (89700-000), Concórdia, SC.

³Departamento Engenharia Rural (UFSC), Centro de Ciências Agrárias, Rod. Admar Gonzaga 1346, Itacorubi, CEP 88040-900, Florianópolis, SC. Fone: (48) 37215433. E-mail: jcomin@cca.ufsc.br.

Resumo: Com o aumento da intensificação da produção de suínos, ocorreu uma forte exploração e degradação do ambiente e a atividade se transformou numa fonte poluidora das regiões produtoras. Em função disso, torna-se necessária a utilização de tecnologias que minimizem o potencial poluidor do atual sistema de produção. Buscou-se analisar o perfil de emissão de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e amônia (NH₃) durante o tratamento de dejetos de suínos via processo de compostagem usando diferentes substratos (palha, maravalha e mistura palha mais maravalha) na sua composição. O ensaio foi implantado no campo experimental da Embrapa Suínos e Aves, localizada no município de Concórdia (SC). Através dos resultados demonstrara-se que as emissões de C-CO₂ e C-CH₄ representaram 75,5% e 24,5% na mistura com 50% palha e 50% maravalha, respectivamente, enquanto na mistura de 70% palha com 30% maravalha estas foram de 75,8% e 24,2%. Com a utilização de 100% palha as emissões de C-CO₂ e C-CH₄ permaneceram 70% e 30%, respectivamente, e com 100% maravalha, 32,72% e 67,28%, respectivamente. Os tratamentos sem ou com menor quantidade de palha demonstraram níveis aceitáveis de volatilização de NH₃, ou seja, abaixo de 20 mg kg⁻¹. Assim, conclui-se que a compostagem a partir dos dejetos suínos reduz os impactos ambientais pela mitigação do efeito estufa e redução de odores.

Palavras-chave: gases de efeito estufa, compostagem, dejetos líquido

Emission of CO₂, CH₄ and NH₃ during the treatment of swine manure by composting

Abstract: With increasing intensification of the swine was a strong exploitation and degradation of the environment and the activity became a source of pollution producing regions. Therefore, there is a need for alternative technologies that minimize the pollution potential of the current system of production. The proposed work was to analyze the emission the emission of carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄) and ammonia (NH₃) during the treatment of swine manure composting process by using different substrates (straw, sawdust and straw mixture more sawdust) in their composition. The test was implemented in the experimental field of Embrapa Suínos e Aves, located in Concordia (SC). The results showed that the emission of C-CO₂ and C-CH₄ represented in the mixture with 50% straw and 50% sawdust 75,5% and 24,5% and with a mixture of 70% straw to 30% sawdust were 75, 8% and 24,2%, respectively. With the use of 100% straw emissions of C-CO₂ and C-CH₄ remained 70% and 30% and 100% sawdust 32,72% 67,28%, respectively and treatments without or with smaller amount of straw showed acceptable levels of volatilization of NH₃, below 20 ppm. So, the composting of the swine manure form can reduce the environmental impacts, as tends to be beneficial in terms of mitigation of greenhouse effect and may contribute to the reduction of odors.

Key words: greehouse gas emissions, composting, swine manure.

INTRODUÇÃO

Recentemente, o setor industrial de produção de carne suína tem revisto a sua forma de manejar os resíduos resultantes das criações animais. A rota líquida, na qual os efluentes das granjas são estabilizados em esterqueiras ou lagoas e empregados integralmente na produção agrícola ou pastagens, vem se mostrando insustentável na medida em que as criações crescem e se concentram em unidades confinadas em áreas cada vez mais restritas.

Uma das alternativas encontradas para a diminuição desses impactos ambientais é o manejo dos dejetos suínos na forma sólida (concentração de matéria seca superior a 60%), utilizando-se o processo de compostagem ou a adoção de sistemas de produção sobre cama.

Este manejo ocasiona diminuição do teor de água contido nos dejetos e dos odores provocados pelo sistema de armazenamento em lagoas anaeróbicas, dado que o principal produto da degradação dos resíduos orgânicos é o dióxido de carbono (CO_2). Os níveis de emissão de metano (CH_4) e amônia (NH_3) também são considerados baixos.

Como os dejetos suínos são originalmente líquidos, a serragem ou maravalha são os substratos mais frequentemente empregados nos estudos para reduzir a umidade e se atingir as condições mínimas para iniciar a fermentação aeróbia (FUKUMOTO et al, 2003)

De acordo com Huang et al (2006), a serragem é o agente estruturante ideal para a compostagem de dejetos de suínos, pela sua habilidade de absorver a umidade e por sua estrutura proporcionar a porosidade adequada às leiras de compostagem. Entretanto, em muitos países a disponibilidade de matérias primas florestais é limitada, sendo desenvolvidos muitos estudos com materiais estruturantes alternativos, principalmente a palha, que é um resíduo de diversas culturas como o trigo, o milho, a aveia, etc (MOLLER et al, 2004; SZANTO et al, 2007). Alguns estudos avaliam outros resíduos como sabugo de milho triturado (ZHU, 2007), bagaço de cana de açúcar (PAILLAT et al, 2005 b), turfas e até mesmo jornais triturados (ANDERSSON, 1996).

No Brasil, embora haja grande extensão de terras disponíveis para o reflorestamento, seus produtos são muito demandados nas regiões de produção animal, tanto a maravalha e/ou serragem nas camas de animais (aves e leitões) como a própria madeira no aquecimento dos aviários e creche de suínos. Assim, a implantação da compostagem utilizando tais substratos poderia levar a escassez destes e gerar uma competição pela matéria-prima com o próprio setor produtivo.

Na compostagem de dejetos de suínos os processos microbiológicos dividi-se em 3 zonas distintas, a zona I que compreende 92% do volume total e é onde se encontra os microrganismos aeróbios, dessa forma, com baixa produção de CH_4 e N_2O . Já a zona II e III corresponde a 7,7 % do volume total, onde ocorre a falta de oxigênio periódica, nestas zonas ocorrem a alternância dos processos aeróbios e anaeróbios, obtendo-se como resultado do processo as emissões de CH_4 e N_2O . Na zona IV (zona profunda), que corresponde a 0,3% do volume total, ocorre a predominância dos microrganismos anaeróbios, com alta emissão de CH_4 (WOLTER et al, 2004).

Já a amônia (NH_3), encontrada em função da baixa relação C/N dos resíduos animais, é um gás considerado causador de maus odores e pode apresentar toxicidade à população ao

redor da fonte emissora, além de alterar os ecossistemas naturais (FUKUMOTO et al, 2003; PAILLAT et al, 2005).

O presente trabalho analisou o perfil das emissões de gases poluentes durante o manejo dos dejetos de suínos na forma sólida (compostagem) utilizando dois diferentes substratos (maravalha e palha) e avaliou a eficiência do processo de compostagem, através da determinação da matéria seca, da relação C/N e da temperatura.

MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento foi implantado no campo experimental da Embrapa Suínos e Aves (27°18'34'' S; 51°59'30'' W), localizada no município de Concórdia (SC), e conduzido no interior de uma edificação construída com cobertura em polietileno transparente, piso e muretas internas e externas em alvenaria e portões frontais metálicos, conforme a Figura 1.



Figura 1: Área experimental externa.

O experimento foi composto por quatro tratamentos: 100% maravalha (T1), 100% palha de azevém (T2), 50% maravalha e 50% palha (T3) e 30% maravalha e 70% palha (T4), com uma repetição. Destaca-se que os resultados gerados nesta fase do trabalho foram os primeiros de uma série de estudos em função do tempo de duração do projeto de dissertação. Devido a problemas operacionais (mão-de-obra e espaço físico e) e recursos financeiros, optou-se por uma única repetição por tratamento e a repetição do experimento ao longo do tempo para permitir a realização de análises estatísticas através da análise de variância e compa-

ração de médias. No presente estudo os dados foram analisados através da média e desvio padrão.

A área experimental interna, onde foram conduzidos os tratamentos, consistiu de quatro caixas de madeira com as dimensões de 2,5 de comprimento x 1,5 de largura x 0,8 de altura, o que corresponde a 3 m³ de volume e 3,75 m² de área superficial de emissão.

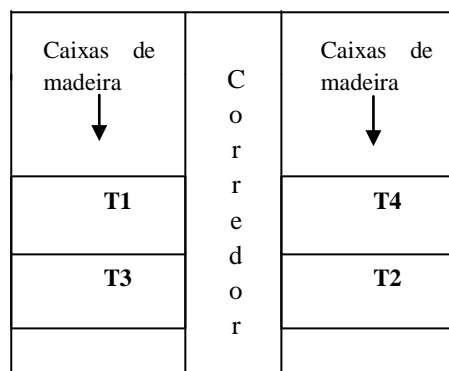


Figura 2: disposição interna da plataforma onde os experimentos de compostagem foram conduzidos.

Os volumes de dejetos suínos utilizados foram calculados a partir da massa (kg) de substrato de cada tratamento, satisfazendo uma relação de 1 kg de substrato: 6 L de dejetos suínos, conforme Oliveira et al. (2004) (Tabela 1). A massa dos substratos foi calculada a partir do peso específico aparente da palha e da maravalha, que foram 119,5 e 183 kg m⁻³, respectivamente.

Tabela 1: Volume total de dejetos aplicados em cada tratamento.

Tratamento	Massa de substrato (kg)	Volume dejetos suínos (L)
1	549,0	3294,0
2	358,5	2151,0
3	453,8	2722,5
4	415,7	2493,9

A compostagem ocorreu em duas fases: impregnação/incorporação e maturação. A incorporação dos dejetos suínos foi parcelada em quatro etapas de aplicação, cada uma subdivi-

dida em três aplicações, com exceção da última etapa que ocorreu em uma única aplicação, em função do pequeno volume de dejetos, conforme a Tabela 2.

As leiras foram construídas com disposição em camadas; inicialmente adicionou-se às caixas de compostagem uma camada de substrato de 50 cm de altura. Sobre essa primeira camada distribuiu-se uniformemente os dejetos com o auxílio de um regador, os chorumes que porventura escorriam, eram coletados e o volumes medidos. Ao final de cada parcela de dejetos distribuídos, acrescentou-se 10 cm de substrato sobre as leiras. Tal procedimento foi repetido para cada etapa de incorporação, totalizando ao final dessa fase de incorporação, leiras com 80 cm de altura.

Tabela 2: Etapas de aplicação de dejetos suínos.

Datas de Aplicação de de- jetos	Volume de dejetos aplica- do (%)	Altura do substrato (cm)
06/10/08	40	50
09/10/08		
13/10/08		
20/10/08	30	
23/10/08		
27/10/08		10
03/11/08	20	
06/11/08		
10/11/08		10
24/11/08	10	10

Os dejetos utilizados para o desenvolvimento do trabalho foram oriundos da granja de suínos da unidade demonstrativa da Embrapa Suínos e Aves, onde estavam alojadas 20 matrizes em ciclo completo. As características físico-químicas dos efluentes utilizados estão apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3: Características físico-químicas dos dejetos utilizados.

Dias de coleta	Carbono Orgânico (%)	Nitrogênio (%)	Sólidos Totais (mg L ⁻¹)	Sólidos Voláteis (mg L ⁻¹)	Sólidos Fixos (mg L ⁻¹)
06/10/08	2,9	0,312	60007,70	48729,20	11278,50
09/10/08	2,2	0,371	41762,75	31827,55	9935,40

13/10/08	1,9	0,411	33651,00	25148,50	8502,50
20/10/08	1,5	0,294	33652,00	24423,50	9228,50
23/10/08	2,7	0,467	39741,00	29009,00	10732,00
27/10/08	2,1	0,344	32640,00	24440,00	8200,00
03/11/08	2,6	0,306	48016,00	35316,00	12700,00
06/11/08	2,4	0,431	51866,00	37887,00	13979,00
10/11/08	2,8	0,305	45916,00	33191,00	12725,00
25/11/08	2,7	0,296	38675,00	26909,00	11769,00

O monitoramento da emissão dos gases foi conduzido durante 80 dias com coletas diárias em todos os tratamentos. O equipamento utilizado para o monitoramento da emissão de gases foi o modelo X-AM 7000 da Draeger, equipado com sensores infravermelhos para a medição dos gases metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), e um sensor eletroquímico para medição de amônia (NH_3).

A mensuração dos gases metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) foi feita através da metodologia de câmara estática, conforme a Figura 3, na qual os gases emitidos pela superfície da compostagem de dejetos suíno foram concentrados em uma câmara de polietileno disposta sobre a superfície da leira de compostagem e aspirados numa vazão de $0,5 \text{ L min}^{-1}$ pelo medidor de gases.

Em cada leito de compostagem, efetuou-se a leitura de emissão em três pontos de coleta de gases, sendo que em cada ponto, as leituras foram feitas por três minutos. Os dados gerados foram transformados conforme Sommer & Moller (2000)

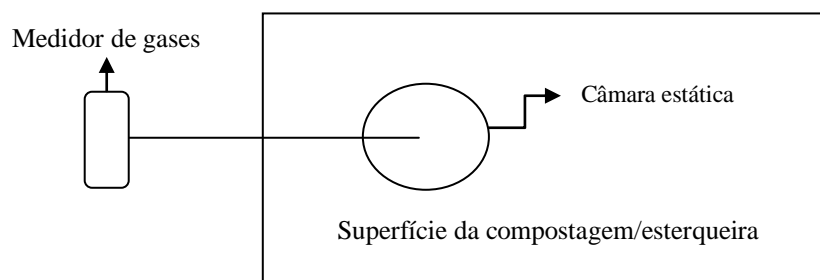


Figura 3: Esquema da utilização da metodologia da câmara estática.

Para o gás amônia (NH_3) utilizou-se a metodologia do fluxo contínuo de ar, o qual foi obtido através de um túnel com cobertura de lona PVC que recobria uma parcela de $1,0 \text{ m}^2$ da superfície da compostagem, com entrada de ar e um ventilador numa das extremidades que forneceu fluxo laminar superficial. Neste trabalho a vazão foi igual a $0,14175 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, conforme esquematizado na Figura 4. As leituras foram feitas durante 10 minutos e os dados transformados segundo Smith et al (2007). Ao longo do período de 80 dias, em alguns dias não foi possível realizar o monitoramento devido a problemas técnicos. Porém as medidas foram realizadas em todas as fases da compostagem.

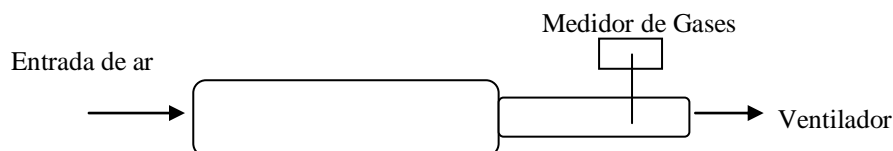


Figura 4: Esquema do sistema utilizado para obtenção do fluxo contínuo de ar.

Realizaram-se as coletas de chorume pela inserção de um tubo de PVC perfurado no interior das leiras de compostagem. O líquido foi armazenado em recipientes de PVC separadamente para cada tratamento e o volume escoado de chorume foi medido com a utilização de uma proveta de $2,0 \text{ L}$.

As amostras do composto foram coletadas semanalmente para o acompanhamento da evolução físico-química do processo de compostagem. Coletaram-se cinco subamostras nas profundidades $0,40$ e $0,20 \text{ m}$, para formar uma amostra composta de cada profundidade. As

amostras foram encaminhadas para o laboratório físico-químico da Embrapa Suínos e Aves, onde foram processadas e analisadas de acordo com as metodologias oficiais (APHA, 1995; AOAC, 1995; TEDESCO et al, 1995) .

Efetuaram-se análises semanais de Matéria Seca (MS), Carbono Orgânico (CO) e Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) para o acompanhamento da relação carbono/nitrogênio e da umidade da compostagem, e também se verificou diariamente a temperatura interna da leira de compostagem com a utilização de termopares do tipo T (Cu-constantan).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Nas Figuras 5, 6, 7 e 8 são apresentados os perfis de emissão de metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) e a evolução das temperaturas internas das leiras de compostagem de dejetos suínos. No geral, os quatro tratamentos apresentam o mesmo comportamento, com os picos de emissões de gases e de temperatura acontecendo nos dias seguintes da aplicação dos dejetos suínos. Em seguida, as temperaturas diminuíram e as emissões de metano foram menores que as de dióxido de carbono.

No entanto, com o término da fase de incorporação de dejetos suínos (período de 55 dias) observou-se que a fermentação continuou por mais um mês, pois ainda ocorreram emissões de gases e as temperaturas, no geral, mantiveram-se acima de 50°C , com exceção do tratamento 2 (substrato palha), onde houve queda acentuada da temperatura e as emissões cessaram logo após o término da fase de incorporação.

Observou-se no tratamento 1 (substrato maravalha) que as emissões de dióxido de carbono (CO_2) e de metano (CH_4) foram, respectivamente, de 17.447,27 g e 8.485,52 g em termos de carbono emitido, demonstrando que 67,28% da mineralização ocorreu pela via aeróbia enquanto 32,72% pela via metanogênica (Figura 5). A emissão inicial de C-CH_4 foi igual a $42,75 \text{ g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, atingindo pico de $398,03 \text{ g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ e no final de 80 dias permaneceu $201,40 \text{ g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$. Verificou-se que as médias das emissões ficaram entre $20,85 - 398,03 \text{ g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ e $97,27 - 649,19 \text{ g C-CO}_2 \text{ m}^2 \text{ dia}^{-1}$.

Conforme apresentado na Figura 5, no tratamento 1 as temperaturas permaneceram em torno de 40 a 50°C no tempo de 60 dias, permanecendo na faixa de 50 a 53°C no final do processo de compostagem, período compreendido de 30 dias. Depois de finalizado o período de incorporação, as temperaturas subiram e permaneceram estáveis até o 80° dia (acima de

50°C), e a emissão também parece ter se estabilizado, demonstrando que o sistema se estabeleceu e a maturação da biomassa continuou em progresso.

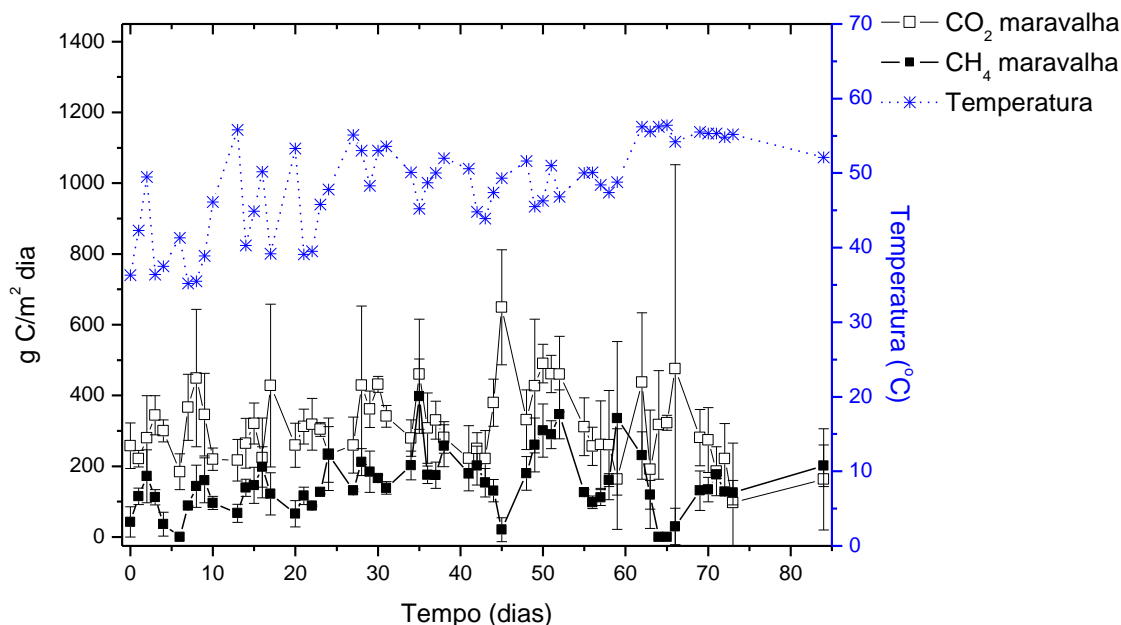


Figura 5: Perfil da emissão de CO₂ e CH₄ e a evolução da temperatura no tratamento 1 (substrato maravalha).

Já no tratamento 2 (substrato palha), as emissões de metano atingiram níveis aproximados quando comparado àquelas do tratamento 1. Os resultados caracterizam a predominância da ação dos microrganismos aeróbios, pois houve maior liberação de C-CO₂ (Figura 6). Neste mesmo período, verificou-se que as emissões de C-CO₂ ficaram em média 13,85 - 823,62 g C-CO₂ m⁻² dia⁻¹ e as de C-CH₄ permaneceram entre 8,64 - 378,67 g C-CH₄ m⁻² dia⁻¹. Os valores encontrados para metano e dióxido de carbono foram de 7.675,24 e 17.929,02 g em termos de carbono emitido, respectivamente, representando 30 e 70% das emissões de carbono.

As temperaturas permaneceram acima de 50°C em toda a fase de incorporação de dejetos, atingindo picos entre 60-65°C, ou seja, bem acima dos valores encontrados para a maravalha. Em relação ao perfil de emissão da maravalha, foi constante durante a incorporação, enquanto na palha ocorreu intensificação na emissão, principalmente de CH₄, entre o 20º e 50º dia. Entretanto, após 60 dias, ocorreu diminuição da temperatura e não se detectou mais a

emissão dos gases, evidenciando o término da fermentação do processo de compostagem (Figura 6).

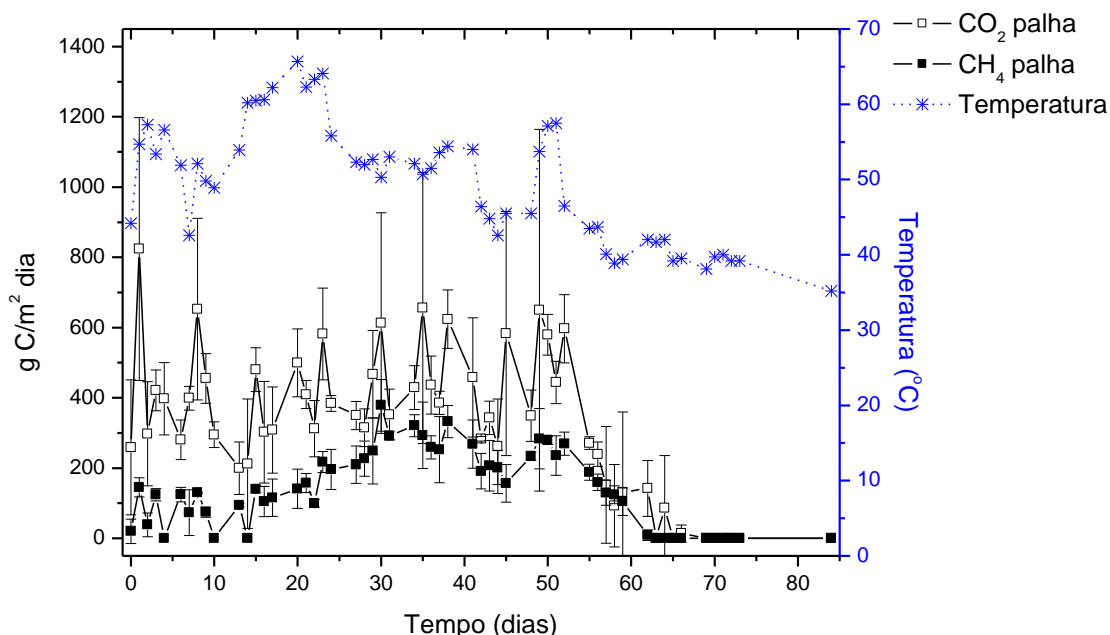


Figura 6: Perfil da emissão de CO₂ e CH₄ e a evolução da temperatura no tratamento 2 (substrato palha).

Existem evidências de que houve fatores positivos e negativos tanto para a maravalha como para a palha. Utilizando-se palha como substrato para compostagem verificou-se melhor aeração, velocidade da estabilização do processo de compostagem e relação C/N mais baixa (Tabela 4). Consequentemente, o teor de carbono prontamente disponível foi maior e assim favoreceu a atividade biológica. Já a maravalha apresentou menor escorrimento de chorume (Tabela 5), e melhor isolante térmico, pois se observou menor oscilação nas temperaturas internas (Figura 5).

No tratamento 3, onde o substrato foi formado por 50% de maravalha e 50% de palha, o carbono total emitido foi 5.347,4 e 16.510,7 g, respectivamente, representando 24,5 e 75,5%. A emissão média, no período de 80 dias, foi 0,74 - 314,02 g C-CH₄ m⁻² dia⁻¹ e 23,69 - 314,02 g C-CO₂ m⁻² dia⁻¹. As temperaturas durante o período de 60 dias ficaram em torno de 48-55°C, atingindo picos de 60°C. Na fase de maturação (tempo de 30 dias) as temperaturas mantiveram-se relativamente estáveis, permanecendo na faixa de 53 a 55°C. Como previsto, o

escorrimento de chorume foi reduzido (Tabela 5) em função do aumento do tempo de retenção do líquido. O escoamento do chorume iniciava-se aproximadamente a partir de 12 horas.

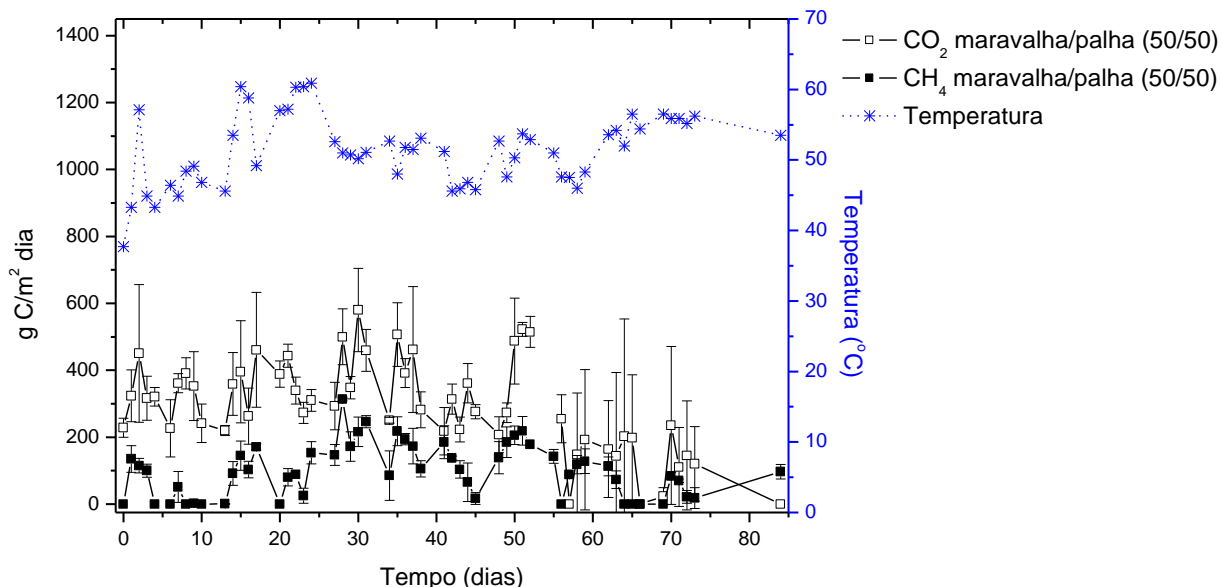


Figura 7: Perfil da emissão de CO₂ e CH₄ e a evolução da temperatura no tratamento 3 (subtrato 50% palha e 50% maravalha).

O tratamento 4, por sua vez, dispôs de taxas de emissão de C-CH₄ e C-CO₂ menores quando comparado aos tratamentos 1 e 2, mas seus valores foram aproximados aos do tratamento 3 (21,9 kg). No período de 80 dias, as médias das emissões permaneceram entre 2,98 - 259,94 g C-CH₄ m⁻² dia⁻¹ e 113,51 - 661,70 g C-CO₂ m⁻² dia⁻¹ (Figura 8). Os valores para metano e dióxido de carbono foram respectivamente 5.888,9 e 18.434,0 g de carbono total emitido, o equivalente a 24,2% na forma de metano e 75,8% de dióxido de carbono. Neste tratamento as temperaturas mantiveram-se na faixa de 50 a 55°C, com picos de 65°C, num período de 60 dias, ao passo que no final do tempo de monitoramento (fase de maturação) permaneceram estáveis (em torno de 55°C), demonstrando a eficiência da compostagem.

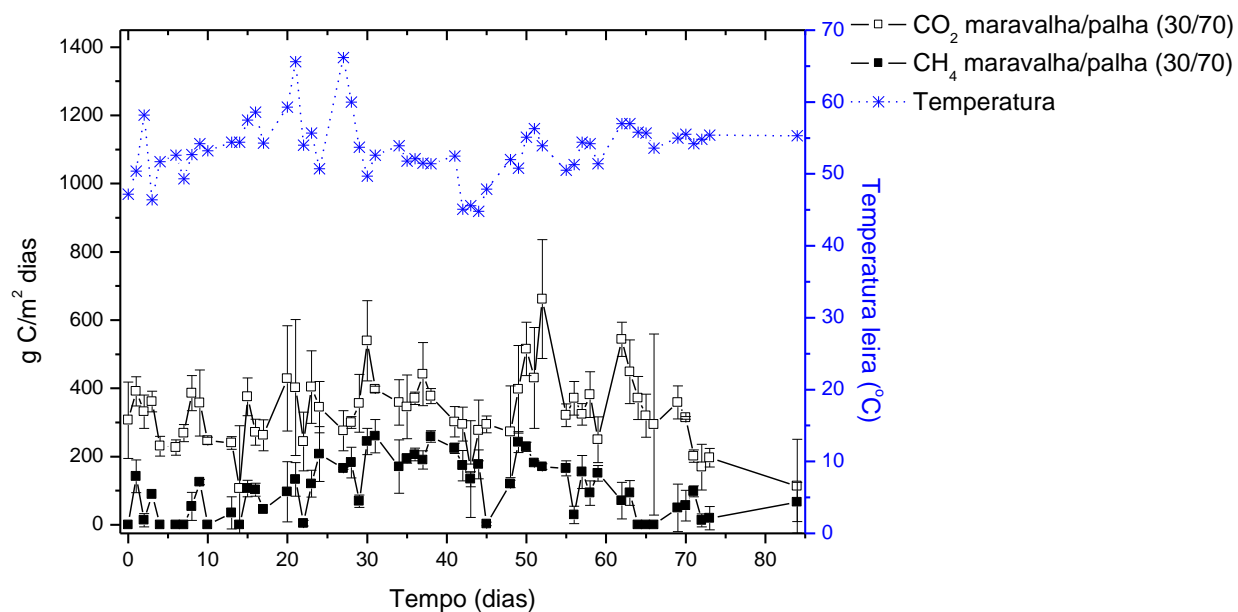


Figura 8: Perfil da emissão de CO₂ e CH₄ e a evolução da temperatura no tratamento 4 (substrato 70% palha e 30% maravalha).

Tabela 4: Parâmetros físico-químicos dos compostos orgânicos do início e do final da fase de incorporação.

Tratamentos	Tempo (dias)	Carbono Orgânico (%)	Nitrogênio (%)	Relação C/N	Matéria Seca (%)
1	3	15,24	0,27	56,44	30,23
	30	12,97	0,31	41,83	28,90
	60	10,93	0,40	27,33	29,09
2	3	14,10	0,72	19,58	34,51
	30	7,31	0,57	12,82	28,90
	60	4,44	0,66	6,73	21,31
3	3	14,25	0,30	47,5	27,80
	30	11,29	0,39	28,94	26,41
	60	9,94	0,48	20,70	26,55

4	3	14,63	0,424	34,50	31,09
	30	10,74	0,400	26,85	25,05
	60	7,83	0,55	14,23	25,96

Tabela 5: Quantidade de chorume escoado com relação ao total de dejetos suínos aplicados durante o processo de compostagem.

Tratamentos	Quantidade de chorume (L)	Quantidade de chorume (%)
1	243	7,5%
2	621	29%
3	271	10%
4	374	15%

Verificou-se que no tratamento 3 que ocorreu uma tendência de menor emissão de C-CH₄ e C-CO₂ (Figura 7), seguida pelos tratamentos 4, 2 e 1. Estes resultados possivelmente se explicam pela composição dos substratos utilizados, que influenciam diretamente na disponibilidade de carbono, aeração, umidade e temperatura interna das leiras de compostagem.

A maior proporção de produção de C-CH₄ parece ocorrer nos tratamentos 1 e 2 (substrato 100% maravalha e 100% palha, respectivamente) possivelmente pela formação de zonas de anaerobiose. Pois quanto menor a porosidade do material utilizado como substrato, mais rápida será a sua saturação (FUKUMOTO, 2003; HOBSON et al, 2005; MANIOS et al, 2007; SZANTO et al, 2007). Isso é reforçado quando se observa que para a palha, no início do processo, a emissão de metano é muito baixa (Figura 6), mas à medida que a estrutura da palha se decompõe e o material vai se tornando mais adensado, aumenta a emissão de metano. Já na maravalha, que é mais densa, a emissão de metano parece estar mais relacionada com a frequência das incorporações e revolvimentos. A medida que se aumenta a frequência de incorporações e se reduz os revolvimentos, o meio se torna mais úmido e os microrganismos anaeróbios são beneficiados.

Para Paillat et al (2005) as emissão de dióxido de carbono são resultado da oxidação de materiais com carbono facilmente degradável; por consequência estas dependem da natu-

reza, da umidade e da atividade biológica. No presente trabalho, as emissões de CO₂ pareceram mais representativas nos tratamentos 2 e 4, que continham maior teor de palha (C/N igual a 40,9). Verificou-se que o aumento no teor de palha no substrato tende a aumentar a emissão de C-CO₂ para os tratamentos 2 e 4, que tinham 70% e 100% de palha como substrato (com menor relação C/N) e conseqüentemente maior taxa de carbono prontamente disponível para os microrganismos (Tabela 5), enquanto que a maravalha é um material de difícil degradação biológica (C/N igual a 103,5). Dessa forma, as composições dos materiais utilizados como substrato nos tratamentos 3 e 4 (menor emissão de C-CH₄) proporcionaram melhor aeração do sistema e dessa forma reduziram umidade (Tabela 5) e a geração de C-CH₄.

Na Figura 9 observa-se o fluxo de emissão de amônia (NH₃) dos quatro tratamentos utilizados. Verifica-se que as emissões ocorrem durante todo o período da fase de incorporação de dejetos suínos e diminuem consideravelmente no início da fase de maturação, 50 dias de monitoramento. Os picos de emissão aconteceram posteriormente à aplicação dos dejetos suínos e, em seguida, as emissões foram reduzidas.

O tratamento 2 apresentou a maior perda de nitrogênio através da volatilização N-NH₃, com valores de emissões entre 1,74 - 366,35 g N-NH₃ m⁻² dia⁻¹, seguido pelo tratamento 4 com 0,75 - 247,55 g N-NH₃ m⁻² dia⁻¹ no período de monitoramento, apresentando médias iguais a 109,18±91,64 e 82,30±61,10 g N-NH₃ m⁻² dia⁻¹, respectivamente, quando comparados com os tratamentos 1 e 3 que permaneceram com valores de emissões entre 0,5212 - 172,677 e 0,1270 - 191,1438 de N-NH₃ m⁻² dia⁻¹, e médias de 47,09±38,89 e 62,06±49,78 g N-NH₃ m⁻² dia⁻¹, respectivamente.

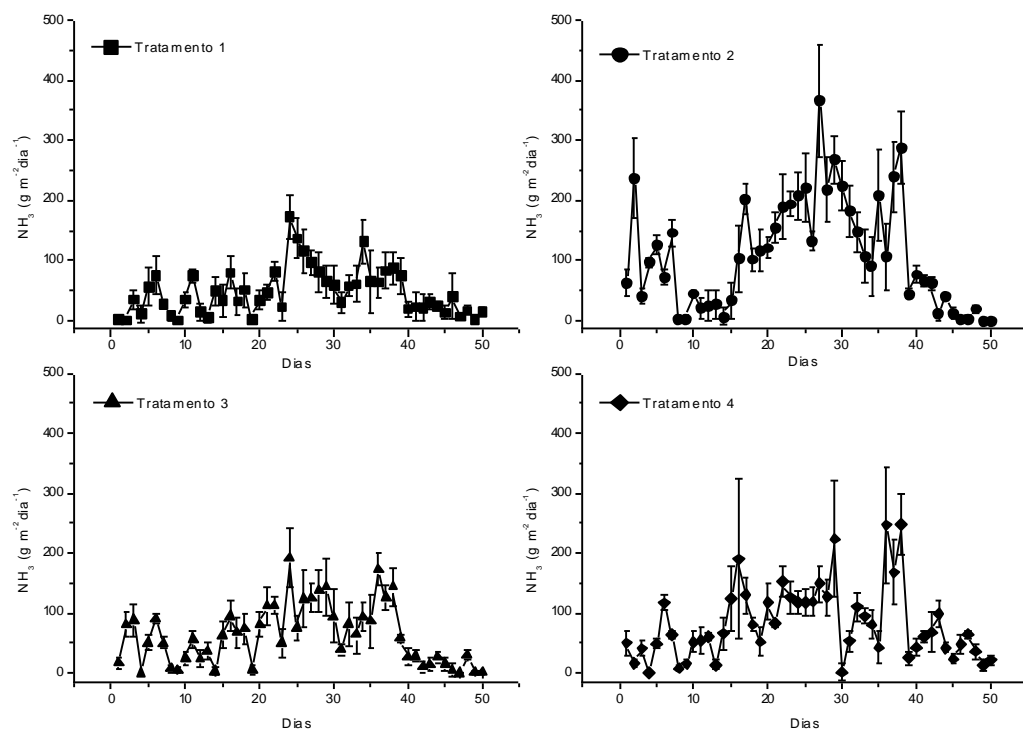


Figura 9: Volatilização da amônia (NH₃) do tratamento dos dejetos suínos via processo de compostagem.

Os tratamentos 2 e 4 que receberam maior quantidade de palha como substrato, com 100 e 70%, respectivamente, apresentaram a maior perda de N-NH₃, pois apresentaram as menores relações C/N (Tabela 4). Quando a leira de compostagem possui uma baixa taxa de carbono orgânico ocorre diminuição do nitrogênio mineralizado e a perda através da volatilização de NH₃ (RYNK, 1992). Szanto et al (2007) detectaram que com baixa relação C/N houve emissão significativa de amônia, atingindo picos de 200 g de N-NH₃ m⁻² dia⁻¹ num período de 60 dias.

Vidal et al (2008) testaram a utilização de diferentes substratos no sistema de produção de suínos sobre cama e perceberam que a emissão de N-NH₃ foi maior com o uso de palha. Para Paillat et al (2005) a emissão de amônia também depende da qualidade dos dejetos suínos que são utilizados na compostagem, ou seja, quanto mais fresco estiver o material menor será a volatilização da NH₃. O teor de carbono orgânico e a atividade biológica também afetam no pico de emissões de NH₃.

A temperatura também influencia na volatilização da amônia. Pesquisas demonstraram que 50% do nitrogênio total foi volatilizado do dejetos aplicado no solo a 30⁰C, enquanto que a 25⁰C esses valores caíram para 35%. Esse fato tende a se intensificar ainda mais quando se consideram temperaturas mais elevadas, como as encontradas na compostagem. De acordo com He et al. (1998), o potencial máximo de volatilização de NH₃ aumenta 2 a 3 vezes quando se aumenta a temperatura de incubação de 5-25⁰C para 25-45⁰C. Esse grande aumento na volatilização a 45⁰C ocorre devido à inibição da nitrificação a altas temperaturas, o que aumenta a disponibilidade de NH₄ por um período mais prolongado para ser volatilizado como NH₃.

Por fim os tratamentos 3 e 4 apresentaram o melhor perfil de emissão de C-CO₂ e de C-CH₄, quando comparado aos tratamentos 1 e 2, que mantiveram níveis aceitáveis de volatilização de amônia e também apresentaram boa eficiência do processo de compostagem. As relações C/N foram satisfatórias, encontrando-se após o tempo de 60 dias, iguais a 20,70 e 14,23, respectivamente (Tabela 4). Assim esse material pode ser caracterizado como fertilizante orgânico simples segundo a IN 15 (MAPA, 2004).

Como as temperaturas permaneceram acima de 50⁰C em quase todo o período de monitoramento, e no último mês não baixaram de 55 °C, obteve-se temperaturas termofílicas. Dessa forma, o composto apresenta maior segurança sanitária, uma vez que a temperatura é um importante agente inativador de patógenos e sementes indesejáveis. Também se observou um estágio mais avançado de humificação, em função da continuidade da atividade microbiana após o término da fase de incorporação dos dejetos suínos. Além, do aumento na estabilidade térmica e da redução do escoamento do chorume com relação a utilização da palha pura como substrato (Tabela 5).

Neste sentido, com este trabalho percebeu-se que o teor de carbono orgânico afetou diretamente as emissões de gases, principalmente C-CO₂ e N-NH₃, e a umidade a de C-CH₄. Por isso se faz necessário adequar os fatores que afetam o desempenho da compostagem tais como, a relação C/N, aeração, umidade e temperatura interna e assim, amenizar as emissões de gases poluentes da atmosfera.

CONCLUSÕES

1. As emissões de C-CH₄ foram mais baixas nos tratamentos com a mistura de maravalha e palha na composição das leiras de compostagem, o que reduziu as zonas de anaerobiose.
2. A utilização de uma maior taxa de carbono prontamente disponível para os microrganismos (100% e 70% palha como substrato) induziu a uma maior emissão de CO₂ e NH₃ nestes tratamentos.
3. A mistura de palha e maravalha diminuiu a emissão de gases (CH₄ e CO₂) e beneficiou o processo de compostagem. Assim é uma boa opção para mitigar o efeito estufa.

LITERATURAS CITADAS

- ANDERSSON, M. Performance of bedding materials in affecting ammonia emission from pig manure. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v. 65, n.1, p. 213–222, 1996.
- AOAC – **Association of Official Analytical Chemists International** (Washington, EUA). Official Methods of Analysis, ed. 16, vol 1, 1995. Cap. 4, p.1.
- APHA/AWWA/WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19.ed. Washington, D.C.: American Public Health Association, 1995. 1.368p.
- DINUCCIO, E; BERG, W; BALSARI, P. Gaseous emissions from storage of untreated slurries and the fractions obtained after mechanical separation. **Atmospheric Environment**, v. 42, p. 2448-2459, 2008.
- FUKUMOTO, Y; OSADA, T; HANAJIMA, D; HAGA, K. Patterns and quantities of NH₃, N₂O and CH₄ emissions during swine manure composting without forced aeration—effect of compost pile scale. **Bioresource Technology**, v. 89, p. 109-114, 2003.
- HE, Z. L.; ALVA, A. K.; CALVERT, D. V.; BANKS, D. J. Ammonia volatilization from different fertilizer sources and effects of temperature and soil pH. **Soil Science**, vol. 164, n. 10, pp. 750-758, 1999.
- HOBSON, A. M; FREDERICKSON, J; DISE, N.B. CH₄ e N₂O from mechanically turned windrow and vermicomposting systems following in-vessel pre-treatment. **Waste Management**, v. 25, p. 345 – 352, 2005.

- HUANG, G. F; WU, Q. T; WONG, J. W. C; Nagar, B. B. Transformation of organic matter during composting of pig manure with sawdust. **Bioresource Technology**, v. 97, p. 1834 – 1842, 2006.
- MANIOS, T; KONSTANTINOS, M; BOUTZAKIS, P; NAZARIDIS, Y; LASARIDI, K; MARKAKIS, G; STENTIFORD, E. I. Methane and carbon dioxide emission in a two-phase olive oil mill sludge windrow pile during composting, **Waste Management**, v. 27, p. 1092-1098, 2007.
- OLIVEIRA, P. A; DAÍ PRA, M. A; KONZEN, E. A. Unidade de transformação dos dejetos líquidos em composto orgânico. **Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos – Manual de boas práticas**. PNMA II. P43-55. 2004. 109p.
- OLIVEIRA, P. A; HIGARASHI, M. M; NUNES, M. L. **Emissão de gases, na suinocultura, que provocam efeito estufa, Sustentabilidade ambiental da suinocultura**. Embrapa Suínos e Aves, Concórdia (SC), 2003. Disponível em: www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc_artigos/artigos_t763q2u.pdf.
- PAILLAT, J. M; ROBIN, P; HASSOUNA, M; LETERME, P. Predicting ammonia and carbon dioxide emissions from carbon and nitrogen biodegradability during animal waste composting. **Atmospheric Environment**, v. 29, p. 6833 – 6842, 2005.
- RYNK, R. **On-Farm composting handbook**. Ithaca – NY: Northeast Regional Agricultural Engineering Service, 1992, 188p.
- SEGANFREDO, M. A; JUNIOR, V. P. **Dejetos suínos: adubo ou poluente?**. Embrapa Suíno Avesa, Concórdia (SC), 2007. Disponível em: www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc_artigos/artigos_t763q2u.pdf.
- SMITH, E; GORDON, R; BOURQUE, C; CAMPBELL, A. Comparison of three simple Field methods for ammonia volatilization from manure. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 08, p. 469-477, 2007.
- SOMMER, S.G; MOLLER, H.B. Emission of greenhouse during composting of deep litter from pig production – effect of straw content. **Journal of Agricultural Science**, v. 134, p. 327 – 335, 2000.
- SZANTO, G. L; HAMELERS, H. V. M; RULKENS, W. H; VEEKEN, A. H. M. NH₃, N₂O and CH₄ emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 2659-2670, 2007.

TEDESCO, M. J; GAINELLO, C; BISSANI, C. A; BOHNEN, H; VOLKWEISS, J. S. Análises de solo, plantas e outros materiais. 2. ed. Porto Alegre: Departamento de Solos da UFRGS, 174p. 1995. (**Boletim Técnico, n. 5**).

VIDAL, V. B; HANSEN, M.N; PEDERSEN, S; ROM, H. B. Emissions of ammonia, methane and nitrous oxide from pig houses and slurry: Effects of rooting material, animal activity and ventilation flow. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v, 124, p. 237-244, 2008.

WOLTER, M; PRAYIYNO, S; SCHUCHARDAT, F. Greenhouse gas emission during storage of pig manure on a pilot scale, **Bioresource Technology**, v. 95, p. 235 – 244, 2004.

ZHU, N. Effect of low initial C/N ratio aerobic composting of swine manure with rice straw. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 9 – 13, 2007.

CAPÍTULO IV - Conclusões e Considerações Finais

O presente trabalho buscou quantificar e a comparar a emissão de gases no tratamento dos dejetos de suínos via processo de compostagem e o manejo de dejetos líquidos de suínos. No primeiro ensaio quantificou-se e comparou-se a emissão de CH₄, CO₂ e H₂S, verificando-se que a emissão de C-CH₄ foi reduzida em 7 vezes no processo de compostagem e que a emissão de CO₂ representou 78,5% do carbono total mineralizado e a emissão de H₂S foi inexpressiva.

No segundo ensaio utilizaram-se diferentes substratos (maravalha, palha e maravalha mais palha) na composição da leira de compostagem para verificar o perfil de emissão dos gases (CH₄, CO₂ e NH₃). Buscou-se substituir a maravalha por outro substrato a fim de reduzir os custos e ampliar as opções de substrato para o manejo sólido dos resíduos da suinocultura. A utilização da mistura palha mais maravalha apresentou melhor evolução no perfil de emissão de C-CH₄ e de C-CO₂, devido às melhores condições físico-químicas da mistura que favorecem o processo de compostagem. Já o gás amônia teve menor volatilização nos tratamentos que continham maior teor de maravalha.

Para exemplificar o impacto financeiro do uso da maravalha como substrato no manejo dos resíduos líquidos, o levantamento de preços dos insumos agrícolas feito pelo CEPA em fevereiro de 2009 demonstrou que o preço da maravalha nas regiões do município de Chapecó (SC) e de Joaçaba (SC) estava R\$ 24,00 e 27,50 m⁻³, respectivamente, enquanto que no sul do estado de Santa Catarina, encontrava-se por R\$ 12,50 m⁻³. Assim, nas regiões produtoras de suínos e aves o preço da maravalha está acima da média do estado de Santa Catarina, que é de R\$ 18,00 m⁻³.

Com a experiência adquirida ao longo do primeiro estudo, percebeu-se que o manejo dos dejetos na forma sólida foi mais eficiente à medida que aumentou o teor de sólidos nos dejetos de suínos. Quando se misturou com os dejetos outro substrato de fácil degradação melhorou-se a relação C/N, e se necessário, com os revolvimentos das leiras de compostagem promoveu-se a aeração adequada e o desenvolvimento dos microrganismos aeróbios. Por consequência obteve-se um composto orgânico com maior concentração de nutrientes e melhor valor econômico.

Apesar dos avanços obtidos no presente trabalho, se faz necessário a repetição dos experimentos e a aplicação destas metodologias à campo para a validação da tecnologia, pois

será de extrema importância realizar os experimentos em escala real nas granjas (propriedades rurais) para verificar as emissões de gases da compostagem como alternativa de tratamento de dejetos suínos. Ao se trabalhar com a escala real será possível observar e medir o perfil da emissão dos gases, e se necessário alterar este perfil aumentando-se as dimensões da leira de compostagem e o volume da biomassa. Ademais, se faz necessário estudar outros métodos de mensuração da emissão de gases mais adequados a este tipo de estudo e utilizar equipamento medidor de gases de maior sensibilidade tanto para a compostagem, como, principalmente, para a esterqueira. Também se recomenda a inclusão de outras variáveis no processo de compostagem, como por exemplo, a inoculação de microrganismos ou de anelídeos (minhocas), ou a inclusão de outros tipos de substratos, que atuem na promoção da redução da emissão de gases poluentes.

O manejo dos dejetos suínos na forma sólida (compostagem) pode contribuir para a redução dos impactos ambientais pela mitigação do efeito estufa e a redução da emissão de gases poluentes, como o H_2S e o NH_3 , causados pelo sistema de armazenamento existente. O uso dessa tecnologia permite proteger os ambientes terrestres e aquáticos, já que os gases poluentes como o NH_3 causam eutrofização dos corpos d'água e o H_2S contribui para a ocorrência de chuvas ácidas. Estas alterações ambientais promovem a mortalidade de animais e plantas, influenciando indiretamente na vida dos seres humanos. Já os gases CH_4 e CO_2 contribuem para o aquecimento global, apresentando relação direta com a vida dos seres humanos no planeta Terra, pois as mudanças climáticas afetam a saúde humana, alteram as produções agrícolas e agropecuárias e interferem na ecologia dos ecossistemas.

O manejo dos dejetos suínos pelo uso das esterqueiras deve ser repensado, pois a esterqueira é uma tecnologia de armazenamento e não de tratamento de dejetos. É inadequada para as propriedades com grandes concentrações de suínos e que não dispõem de áreas agrícolas para a utilização dos dejetos como adubo. Também merecem destaque os impactos ambientais que os dejetos não tratados podem ocasionar.

Acredita-se que com adoção da compostagem se poderá melhorar a qualidade de vida dos produtores e da população ao redor das granjas, pela redução de odores e da população de insetos, como moscas e mosquitos, e diminuir os custos na aplicação e transporte dos adubos. O composto também poderá ser mais uma fonte de renda para o produtor, já que poderá ser comercializado posteriormente, se estiver dentro das normas estabelecidas por lei. No entanto, deve-se ater às práticas de manejo dos dejetos, dentro e fora da granja, pois a redução dos

teores de água dos dejetos é fundamental para o sucesso do manejo na forma sólida e contribui para a redução de gases poluentes.

ANEXOS

Anexo 1: Método Padrão para determinação de Carbono Orgânico – Procedimento operacional padrão desenvolvimento pela Embrapa Suínos e Aves adaptado de Tedesco et al (1995).

Determinação de carbono Orgânico em amostras de solo, milho em grão, camas de suínos, dejetos suíno e tecido vegetal.

Reagentes

1. Ácido Sulfúrico (95-97%);
2. Ácido Ortofosfórico;
3. Sulfato Ferroso;
4. Sulfato de Prata (98%);
6. Dicromato de Potássio;
7. 1,10 Fenantrolina Monohidratada.

Preparo das Soluções

Misturar ácido sulfúrico e ácido ortofosfórico:

- Em becker de 2 litros despejar 1500 ml de ácido sulfúrico concentrado;
- No mesmo becker contendo ácido sulfúrico, despejar 300 ml de ácido ortofosfórico;
- Após esfriar a mistura de ácidos, despejar 27 g de sulfato de prata e agitar num agitador magnético até a dissolução total do sulfato de prata.

Sulfato Ferroso

- Pesar 111,2 g de sulfato ferroso em uma balança com precisão 0,01 g;
- Despejar o sulfato num balão volumétrico de 1 litro;
- Adicionar ao balão, em torno de 900 ml de água destilada e agitar a mistura;
- Adicionar 15 ml de ácido sulfúrico ao balão contendo a mistura acima;
- Completar o volume de 1 litro com água destilada e filtrar;
- Para determinar a normalidade exata do sulfato ferroso, pipetar para um elenmeyer de 250 ml, exatamente 5 ml de dicromato de potássio 0,60 N e 5 ml de ácido sulfúrico.
- Após esfriar, adicionar 50 ml de água destilada e três gotas de indicador de ferroin e titular com sulfato ferroso 0,40 N preparado.

Cálculo da Normalidade: Normalidade do dicromato x Volume de dicromato usado

Volume de sulfato ferroso gasto na titulação do dicromato

Dicromato de Potássio (1,80 N)

- Em um balão volumétrico de 1 litro adicionar em torno de 900 ml de água destilada;
- De acordo com a concentração da amostra, o dicromato deve ter sua normalidade. Para amostras de grãos de milho, dejetos ou cama de suínos e tecido vegetal precisa-se de uma normalidade de 1,80 N;
- Adicionar o dicromato contendo água destilada;
- Dissolver o dicromato agitando o balão volumétrico, e se necessário usa-se o agitador magnético;
- Completar o volume com água destilada para 1 litro;

Indicador Ferroin

- Colocar em torno de 80 ml de água destilada em balão de 100 ml;
- Pesar 1,485 g de ortofenantrolina monohidratado em balança de precisão 0,0001 g;
- Pesar 0,695 g de sulfato ferroso;
- Adicionar a ortofenantrolina e o sulfato ferroso no balão com 80 ml de água destilada e agitar o balão;
- Completar com água destilada até a marca de 100 ml no balão volumétrico.

Procedimentos

- Pesar 0,1000 g de cama de suíno ou tecido vegetal, em balança com precisão 0,001 g;
- Adicionar a amostra ao tubo de digestão 250x25 mm alojados em uma galeria de alumínio;
- Adicionar 10 ml de dicromato de potássio de acordo com sua normalidade, a cada um dos tubos contendo as amostras e em mais 4 tubos sem amostra para determinar o branco;
- Adicionar 15 ml da mistura de ácido sulfúrico/ortofosfórico;
- Acoplar a galeria contendo os tubos ao bloco digestor pré-aquecido à 160°C e manter os tubos no bloco nesta temperatura por 30 minutos;
- Após 30 minutos retirar os tubos do bloco digestor e deixar resfriando;
- Após o resfriamento, transferir o conteúdo dos tubos para elenmeyer de 250 ml e em cada elenmeyer adicionar 3 gotas do indicador ferroin;

- Titular o conteúdo com sulfato ferroso.

Carbono Orgânico (mg/kg) = (volume total-volume branco) x (normalidade do ácido sulfúrico x 0,003) x 1000 000 / peso da amostra seca

Anexo 2: Metodologia para determinação do Nitrogênio Total Kjeldahl

Este procedimento tem por objetivo determinar o teor de nitrogênio e/ou proteína bruta em amostras de produto e subproduto de origem animal e vegetal. Devido à simplicidade de execução, ausência de equipamentos sofisticados e baixo custo das análises normalmente o método de Kjeldahl é o mais utilizado.

Reagentes

1. Ácido Sulfúrico (95-97%) (H_2SO_4)
2. Hidróxido de Sódio (NaOH)
3. Sulfato de Sódio (Na_2SO_4)
4. Sulfato de Potássio (K_2SO_4)
5. Sulfato de Cobre Pentahidratado ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$)
6. Selênio Metálico
7. Ácido Bórico (H_3BO_3)
8. Etanol (95%)
9. Vermelho de Metila ($\text{C}_{15}\text{H}_{15}\text{N}_3\text{O}_2$)
10. Verde de Bromocresol ($\text{C}_{21}\text{H}_{13}\text{Br}_4\text{O}_5$)
11. TRIS (Tris – (hidroximetil)amino metano) ($\text{C}_4\text{H}_{11}\text{NO}_3$)

Preparo das Soluções

Solução Padrão de Nitrogênio (20000 ppm ou 2 % de N)

- Pesar 7,6400 g de cloreto de amônio, utilizando balança com precisão de 0,0001 g;
- Diluir em 100 mL de água destilada.

Mistura Digestora

- Pesar aproximadamente 1000 g de sulfato de potássio;
- Pesar aproximadamente 100 g de sulfato de cobre pentahidratado;
- Pesar aproximadamente 10,0 g de selênio (metálico);
- Moer todos os reagentes separadamente;
- Misturar bem e moer a mistura.

Solução de indicador em ácido bórico

- Pesar aproximadamente 280 g de ácido bórico utilizando balança com precisão de 0,0001;

- Dissolver em 4 litros de água quente;
- Deixar esfriar;
- Transferir para um recipiente de 14 litros contendo 2800 mL de etanol 95% e 280 mL da solução para indicador de ácido bórico (SPBH);
- Misturar as soluções neste recipiente e completar o volume para 14 litros com água destilada e misturar novamente;
- Adicionar cuidadosamente o hidróxido sódio 3 N até que mal se observe uma leve mudança de cor de roxo para verde claro ao adicionar 1 mL de água destilada e uma 1 gota do indicador.

Hidróxido de Sódio 10 N

- Pesar aproximadamente 800 g de hidróxido de sódio;
- Dissolver em 800 mL de água destilada em um becker;
- Transferir para um balão volumétrico de 2000 mL;
- Completar o volume de água e misturar bem a solução.

Ácido Sulfúrico 10 N

- Adicionar cuidadosamente 280 mL de ácido sulfúrico concentrado medido em proveta e transferido para um balão volumétrico de 1000 mL contendo aproximadamente 500 mL de água destilada;
- Completar o volume com água destilada e misturar bem.

Ácido Sulfúrico 0,05 N

- Adicionar 50 mL de ácido sulfúrico 10 N, medido com proveta e transferido para um balão volumétrico de 2000 mL contendo aproximadamente 500 mL de água destilada;
- Misturar e completar o volume com água destilada.

Solução TRIS 0,05000 N

- Pesar aproximadamente 7 g de TRIS, utilizando balança com precisão de 0,0001 g;
- Secar por 1 hora a 105 °C;
- Dissolver o Tris em um balão volumétrico de 1000 mL com água destilada;
- Ajustar o volume e homogeneizar.

Solução Hidróxido de Sódio 3 N

- Pesar aproximadamente 120 g de hidróxido de sódio;
- Dissolver em 800 mL de água destilada em um becker;
- Transferir para balão volumétrico de 1000 mL;

- Completar o volume com água destilada e misturar bem.

Solução para indicador de ácido bórico

- Pesar aproximadamente 0,660 g de verde de bromocresol;
- Pesar aproximadamente 0,330 g de vermelho de metila;
- Dissolver ambos os reagentes em balão volumétrico de 1000 mL com etanol 95%;
- Ajustar o volume e homogeneizar a solução.

Padronização do ácido sulfúrico 0,05 N

- Pipetar 100 mL da solução TRIS 0,05000 N para um becker de 250 mL (em duplicata);
- Adicionar 10 mL de água destilada;
- Adicionar 5 mL do indicador de ácido bórico;
- Titular com ácido sulfúrico 0,05 N no ponto de viragem o indicador passa da cor verde-claro à rosa-claro permanente.

$N \text{ do ácido} = 10,00 \times 0,05000/\text{mL do ácido gasto na titulação}$

Procedimentos

Digestão

- Medir 10 mL da amostra e adicionar 1,0 g da mistura digestora;
- Adicionar quantidade de ácido sulfúrico concentrado para digerir a amostra (mínimo 5 mL);
- Transferir os tubos para o bloco de digestão e processar a digestão à aproximadamente 400 °C por 35 a 45 minutos, até o clareamento completo do conteúdo tubo;
- Retirar os tubos e deixar esfriar.

Destilação

- Conectar o tubo contendo a amostra digerida ao destilador de forma que fiquem bem encaixados;
- Colocar o becker de 250 mL contendo aproximadamente 20 mL de solução indicadora sobre a plataforma e levá-la à posição superior;
- Fechar a porta de segurança do destilador;
- Ligar o aparelho e selecionar o modo automático que irá liberar o tubo, na sequência, 30 mL de água e 30 mL de solução NaOH 10 N, sendo iniciada a destilação com duração programada de 3 minutos;
- Após o termino da destilação, lavar o destilador por aproximadamente 5 minutos,

selecionando o modo de operação manual.

Titulação

- Colocar o bcker contendo o destilado sobre a plataforma do agitador magnético;
- Colocar a barra magnética dentro do becker;
- Regular a velocidade de agitação de modo que o conteúdo gire de forma orbital, sem que aja respingos na parede do becker;
- Titular com ácido sulfúrico 0,05 N padronizado, até pH 5,4.

Cálculo do NTK

$$\text{NTK}(\%) = \frac{(v_a - v_b) \times F \times N \times 0,014 \times 100}{P}$$

v_a – volume de ácido sulfúrico utilizado na titulação da amostragem

v_b – volume de ácido sulfúrico utilizado na titulação da prova em branco

F – fator de correção para padronização do ácido sulfúrico

N – Normalidade do ácido sulfúrico

Anexo 3: Método de análise para determinação da Matéria Seca (MS) (AOAC, 1995).

Este procedimento tem por objetivo determinar o teor de umidade e aplica-se à produtos e subprodutos de origem vegetal, animal e mineral. Amostras de produtos e subprodutos em geral, são submetidas a secagem em estufa a 105°C até obtenção de peso constante entre duas pesagens sucessivas. A perda de água é quantificada pela diferença entre o peso da amostra antes e após a secagem.

Procedimentos

- Os cadinhos previamente limpos, secos e identificados, deverão permanecer em estufa à 105°C por no mínimo uma hora;
- Colocar os cadinhos em dessecadores até atingir temperatura ambiente;
- Pesar o cadinho de porcelana vazio, utilizando a balança analítica;
- Acrescentar aproximadamente 2g de amostra;
- Secar o cadinho contendo a amostra durante uma noite (aproximadamente 17:00 às 08:00 horas do dia seguinte) em estufa à 105°C;
- Retirar o cadinho da estufas e colocar no dessecador em temperatura ambiente.
- Pesar o cadinho contendo amostra seca;
- Descartar a amostra seca, e limpar o cadinho utilizando o ar comprimido.

Cálculos:

$$\% \text{ Umidade} = \frac{(A-B) \times 100}{C}$$

$$\% \text{ MS} = 100 - \% \text{ Umidade}$$

Onde:

A= Peso do cadinho + Peso da amostra;

B= Peso do cadinho + Peso da amostra após secagem em gramas;

C= Peso da amostra em gramas.

O resultado é expresso em percentagem de umidade (%umidade) ou percentagem de matéria seca (%MS).

Anexo 4: Método para a determinação Sólidos Totais, Sólidos Fixos e Sólidos Voláteis (ST, SF, SV) adaptado de Silva (1997).

Obter o teor de matéria seca, mineral e volátil da amostra através da evaporação dos líquidos presentes. Os sólidos voláteis dão uma idéia do teor de sólidos orgânicos existentes e os sólidos fixos indicam aproximadamente o teor de sólidos minerais contidos nas amostras.

Materiais:

- Capsulas de porcelana ou de vitreosil-silica capacidade de 100mL;
- Balança analítica de precisão 0.0001g;
- Proveta graduada para 100mL;
- Estufa à 96°C;
- Estufa à 105°C;
- Mufla à 550°C;
- Dessecadores;
- Pinça com ponta de platina;
- Bandeja.

Procedimentos:

Preparação das capsulas de evaporação:

- Lavar as capsulas;
- Secar em estufa à 60°C por 24h;
- Queimar a capsula em mufla à 550°C por uma hora, retirar e colocar em dessecador até atingir temperatura ambiente;
- Efetuar pesagem da capsula em balança;
- Homogeneizar por inversão a amostra;
- Medir exatamente 100mL da amostra e colocar na capsula;
- Deixar em estufa à 96°C até total evaporação do líquido;
- Transferir a capsula para a estufa de 105°C, deixando-a por uma hora;
- Retirar a capsula da estufa e colocar em dessecador até atingir temperatura ambiente;
- Pesar a capsula;

- Para determinação dos sólidos fixos é preciso levar até a mufla e queimar à 550°C por uma hora;
- Na sequência colocar no dessecador e deixar chegar a temperatura ambiente;
- Efetuar pesagem das capsulas;

Cálculo:

Sólidos Totais:

$$ST \text{ (g/L)} = \frac{(\text{peso da capsula com a amostra seca} - \text{peso da capsula}) \times 1000}{100}$$

$$ST \text{ (mg/L)} = ST \text{ (g/L)} \times 1000$$

Sólidos Fixos:

$$SF \text{ (g/L)} = \frac{(\text{Peso da capsula com a cinza} - \text{peso da capsula}) \times 1000}{100}$$

$$SF \text{ (mg/L)} = SF \text{ (g/L)} \times 1000$$

Sólidos Voláteis:

$$SV \text{ (mg/L)} = ST \text{ (mg/L)} - SF \text{ (mg/L)}$$

Anexo 5: Média e desvio padrão diário dos gases (C-CH₄, C-CO₂ e H₂S) no manejo sólido (compostagem) e no manejo líquido (esterqueira).

Média diária g C-CO ₂ m ⁻² dia ⁻¹ compostagem	Desvio padrão g C-CO ₂ m ⁻² dia ⁻¹ compostagem	Média diária g C-CO ₂ m ⁻² dia ⁻¹ esterqueira	Desvio padrão g C-CO ₂ m ⁻² dia ⁻¹ esterqueira	Média diária g C-CH ₄ m ⁻² dia ⁻¹ compostagem	Desvio padrão g C-CH ₄ m ⁻² dia ⁻¹ compostagem	Média diária g C-CH ₄ m ⁻² dia ⁻¹ esterqueira	Desvio padrão g C-CH ₄ m ⁻² dia ⁻¹ esterqueira
0	0	0	0	77,33	109,3594	0	0
341,1608	0,99168	0	0	1,06	1,495531	182,230	45,08584
326,265	11,6113	29,1	41,156	68,3246	15,16797	389,294	258,97
285,1505	16,57258	0	0	45,21889	63,94917	199,411	99,71825
161,8078	10,67424	0	0	77,79192	90,54067	264,560	54,7732
0	0	0	0	201,9278	152,244	157,802	93,95681
280,6478	26,49643	375,240	530,670	0	0	389,541	550,8944
236,8199	30,61695	249,663	353,078	39,26032	23,68835	586,024	120,0802
285,8125	28,08895	303,588	26,5440	0	0	524,055	393,1048
192,0644	41,57163	132,429	41,5014	27,80664	39,32452	397,138	22,75204
0	0	0	0	151,8441	90,02507	113,659	22,12005
355,63	132,4394	65,3952	73,1014	0	0	441,976	64,67479
165,8467	34,83029	184,566	37,7094	0	0	326,827	69,52014
129,8967	23,8756	224,935	71,2054	0	0	350,899	14,40963
11,22	15,87026	10,8743	15,3787	65,84215	37,21785	240,279	221,4111
69,31797	98,03041	0	0	19,76258	27,9485	25,4728	2,317337
0	0	0	0	0	0	153,731	89,74418
0	0	0	0	0	0	130,343	87,00551
0	0	0	0	0	0	164,903	141,3576
0	0	0	0	0	0	66,5869	94,16818
0	0	0	0	0	0	77,9082	39,81607
0	0	0	0	0	0	55,4146	78,36816
0	0	0	0	0	0	88,1867	113,7602

Média g H ₂ S m ⁻² dia ⁻¹ esterqueira	Desvio padrão g H ₂ S m ⁻² dia ⁻¹ esterqueira	Média diária g H ₂ S m ⁻² dia ⁻¹ compostagem	Desvio padrão g H ₂ S m ⁻² dia ⁻¹ compostagem
0,06567	0,06569	0	0
0,00146	0,0020	0	0

0,04208	0,0427	0	0
0,05387	0,05135	0	0
0,03012	0,02233	0	0
0,21672	0,1782	0	0
0,0546	0,01545	0	0
0,58253	0,7470	0	0
0,5439	0,2266	0	0
0,3638	0,2829	0	0
0,15692	0,0949	0	0
0,2472	0,1336	0	0
0,63162	0,4466	0	0
0,8741	0,6394	0	0
0,23957	0,0050	0	0
0,2733	0,0698	0	0
0,23471	0,17037	0	0
0,1194	0,0559	0	0
0,0530	0,0086	0	0
0,2248	0,0853	0	0
0,0258	0,01579	0	0
0,0572	0,0243	0	0
0,0766	0,0483	0	0
0,0929	0,0474	0	0
0,1386	0,1639	0	0
0,0755	0,0720	0	0
0,0427	0,0019	0	0
0,18475	0,1973	0	0
0,0190	0,0176	0	0

Anexo 6: Média e desvio padrão diário dos gases (C-CH₄ e C-CO₂) no manejo sólido (compostagem) com a utilização de diferentes substratos, conforme descrito no capítulo III.

Média diária g C-CO ₂ m ⁻² dia ⁻¹ tratamento 1	Desvio padrão g C-CO ₂ m ⁻² dia ⁻¹ tratamento 1	Média diária g C-CH ₄ m ⁻² dia ⁻¹ tratamento 1	Desvio padrão C-CH ₄ g m ⁻² dia ⁻¹ tratamento 1
258,0059	64,6471	42,7527	42,6784
221,3607	23,1192	115,0003	23,3683
279,9036	119,2737	171,9045	74,6889
344,4050	55,4152	112,7658	21,5684
300,1627	30,7815	36,0493	33,6391
184,5665	50,5581	0	0
366,7497	93,1149	88,1867	1,29
449,1268	193,8982	143,3035	59,5295
345,8947	117,0244	160,4344	63,9243
219,8710	58,7834	96,2308	18,7496
264,8582	70,3709	67,1828	25,3602
321,0177	57,7587	139,4304	24,1611
223,7441	112,8846	146,1338	50,8417
427,8250	229,8497	197,9733	57,1061
259,4955	61,9656	121,8527	59,3851
311,9309	49,2961	65,6931	37,1969
318,6343	73,2126	116,4155	24,9640
426,7822	189,2224	88,3357	2,7305
318,6343	73,2165	126,7685	4,9225
304,0358	19,5069	233,8737	102,6728
233,5757	78,4933	131,8332	3,8602
259,6445	78,9533	211,6780	37,8682
428,8677	223,9967	184,5665	58,0736
361,0890	51,1355	165,9460	9,5464
431,4001	22,5064	138,6856	17,4593
341,4258	30,8096	202,7402	40,6557
279,4567	51,3543	398,0321	104,9525
460,1502	155,6394	175,9266	24,4174
308,0578	99,5781	174,5859	37,4546
329,9555	53,6202	258,0059	59,4725
281,3932	44,3130	179,6507	12,4570
222,7014	91,7646	201,6974	54,9302
249,9618	44,9861	153,5820	40,0744
221,3607	79,7253	130,7905	31,5283
379,2627	66,5949	20,8549	33,8263
649,1856	162,6911	179,9487	47,6151

331,4452	84,3033	260,3893	76,1244
489,9430	54,4445	300,9075	74,8719
461,1929	52,8241	289,2883	39,2562
460,4481	106,5221	346,7885	69,5100
311,6329	81,4096	126,0236	8,5612
256,5162	53,7962	98,1673	17,9667
260,9851	123,6391	111,7231	22,5713
260,2403	154,3127	160,8813	18,3552
163,7116	142,1668	335,6162	217,2949
437,3587	196,6206	230,5965	66,8693
191,5679	167,5848	119,6182	40,5179
316,9956	153,8195	0	0
322,9542	20,9245	0	0
475,6424	576,8057	29,6438	51,3446
281,2443	79,5321	131,3864	55,7595
274,3919	91,6325	134,2167	35,5188
185,6093	69,0955	176,6714	11,0404
221,6586	99,1043	127,8112	6,0454
97,2735	168,4828	125,5768	34,6276
163,2647	143,2883	201,3995	58,7018

Média diária g C-CO₂ m⁻² dia⁻¹tratamento 2	Desvio padrão g C-CO₂ m⁻² dia⁻¹tratamento 2	Média diária g CH₄ m⁻² dia⁻¹C- tratamento 2	Desvio padrão g C-CH₄ m⁻² dia⁻¹ tratamento 2
258,8996	192,181	19,9619	34,5738
823,6226	373,8566	145,0911	27,2029
297,6303	148,4389	38,5897	33,8056
421,4195	57,8013	124,0671	17,2869
397,4363	103,0088	0	0
280,4994	56,5391	124,5340	20,2651
398,9259	34,0939	72,9924	65,1610
652,7602	258,3893	129,8967	2,0151
455,5323	70,7902	74,4820	14,7564
294,8000	36,5860	0	0
199,4630	74,8892	93,9963	4,5865
212,4228	184,0178	0	0
480,4093	62,4259	139,7283	9,8045
302,2482	144,4875	105,0197	42,9598
308,6537	122,6842	115,5962	53,3027
499,7746	40,3120	141,2180	56,1717
312,6757	80,0203	157,1571	27,2029

581,8539	130,2697	99,5080	10,9678
384,0295	22,2206	217,4876	30,0660
314,4633	53,6370	196,4837	57,1492
467,1515	124,7593	226,7234	50,1323
612,9874	314,0876	248,7701	94,2088
351,8533	72,5072	378,6668	73,4921
429,1656	62,0783	292,1186	11,0404
656,1870	385,8978	321,0177	31,2004
436,3159	82,6851	293,3104	94,2942
385,6681	32,6231	259,3465	33,0861
623,8617	82,7656	252,4942	94,2942
428,0647	169,8314	332,3390	45,7512
283,6277	6,2618	268,1354	68,8388
342,9154	47,2657	191,2699	50,3562
261,8789	134,4983	206,7622	72,3804
583,1945	347,2451	201,6974	48,4962
349,3209	73,1544	156,5613	53,4562
649,7815	514,7170	233,8737	11,8770
579,7503	97,0552	283,6277	85,5251
271,1147	18,0609	279,3077	11,5933
239,6833	34,9615	235,6612	55,9889
152,2413	165,8117	269,4761	33,0709
92,8046	117,4029	188,4396	23,0326
131,5353	227,8259	159,6895	22,9370
142,2607	79,5472	129,7477	35,5281
0	0	124,2361	25,2286
86,3991	149,6478	104,4238	38,9625
0	0	8,6399	14,9678
13,8536	23,9952	0	0
0	0	0	0
0	0	0	0
0	0	0	0
0	0	0	0
0	0	0	0
0	0	0	0

Média diária g C-CO₂ m⁻²	Desvio padrão g C-CO₂	Média diária g C-CH₄ m⁻²	Desvio padrão g C-CH₄
dia⁻¹ tratamento 3	m⁻² dia⁻¹ tratamento 3	dia⁻¹ tratamento 3	m⁻² dia⁻¹ tratamento 3
228,1300	28,3902	0	0

323,5501	77,3820	134,6636	39,6258
450,4675	205,4796	115,0003	21,8444
316,3998	65,6080	99,9549	19,0929
321,0177	21,7121	0	0
226,7234	85,7350	0	0
361,6849	28,4131	51,3926	46,0559
391,0308	46,4875	0	0
353,1939	102,9467	2,9792	5,1602
241,6198	57,5022	0	0
219,8710	15,0357	0,7448	1,2900
359,3015	93,6375	91,9108	35,4972
395,4997	152,8744	144,9421	43,8827
262,9217	83,5405	103,2321	24,7692
461,1929	171,7556	171,3087	9,8957
388,4984	39,2968	0	0
443,7641	34,4687	80,4406	25,8696
339,7872	40,1838	88,9315	0
273,0512	31,7356	24,8770	22,6302
310,4412	32,4307	153,2841	33,2837
293,3104	70,7309	147,0276	31,3079
500,2215	83,1668	314,0164	5,5876
348,2781	33,2397	172,0536	43,8228
580,3642	124,4869	215,8490	44,0410
459,5543	62,9219	246,3867	18,4113
251,0045	8,5534	85,3564	73,9238
506,7759	95,7740	218,2324	43,1345
391,6267	43,2409	194,1002	16,7946
462,0867	187,9245	173,3942	53,0484
282,1380	53,7876	105,4666	24,1446
218,2324	71,0338	185,3114	49,0734
314,0164	45,2076	137,4939	5,9343
223,1483	37,2054	103,9770	26,0593
361,3847	58,7392	65,5442	57,5335
276,3284	21,2653	17,1308	17,6753
207,3581	53,5954	138,5366	47,9467
273,3492	29,4282	184,8645	45,9242
487,4106	128,6758	206,0174	21,7073
522,8200	20,8959	218,9773	42,8201
514,8200	46,2117	178,3101	0
311,1860	60,5078	142,8566	20,8767
255,0266	71,7625	0	0
0	0	88,1867	1,2900

147,7772	184,3746	118,1285	27,6074
192,6106	209,4648	128,4071	36,9716
164,7543	145,1790	113,2127	28,0024
143,8993	249,2410	73,4393	26,4473
202,4422	350,6402	0	0
197,9733	188,3517	0	0
0	0	0	0
23,6853	25,3943	0	0
352,8215	168,4283	89,8253	1,2640
110,9783	118,0797	69,8641	5,0229
145,6869	162,7369	21,5998	19,0877
120,0651	111,4872	18,0246	31,2196
0	0	96,9756	21,2825

Média diária g C-CO₂ m⁻² dia⁻¹ tratamento 4	Desvio padrão g C-CO₂ m⁻² dia⁻¹ tratamento 4	Média diária g C-CH₄ m⁻² dia⁻¹ tratamento 4	Desvio padrão g C-CH₄ m⁻² dia⁻¹ tratamento 4
306,7171	112,1088	0	0
391,4777	42,6940	142,1118	48,0549
331,8921	48,6729	13,5557	19,7359
361,6849	30,4129	88,9315	0
230,7454	28,8663	0	0
226,7234	22,5949	0	0
268,7313	25,2633	0	0
386,1150	51,5207	53,9250	41,1561
356,9180	96,9420	125,5768	7,5178
246,5356	10,6350	0	0
240,1302	18,7765	35,0065	47,3881
0	0	0	0
375,0917	55,2636	106,5093	24,1665
271,4126	38,1676	102,6363	19,0038
262,5493	45,1880	0	0
429,3146	154,3082	96,9756	88,5061
402,5011	119,1382	113,1739	49,2778
244,0032	85,9231	4,6178	7,9984
403,9907	106,1790	120,6609	39,0896
345,0090	74,8634	207,6560	80,2135
275,7326	58,7506	165,3502	2,7183
300,1627	17,3445	182,6300	45,1899

356,1732	84,8530	69,2683	18,3007
539,5480	117,8850	244,4501	38,3469
397,4363	9,3028	259,9424	48,5620
358,8546	66,9578	170,7129	78,2597
345,8947	93,4550	193,9513	13,5917
371,0696	18,1876	206,1663	18,6056
442,2000	92,5881	190,3761	26,5440
377,1772	22,1200	224,3400	14,8755
302,0992	44,3730	258,9741	16,7480
295,2469	49,6922	173,5432	44,4300
163,2647	141,9440	133,7673	22,0637
276,7753	89,2916	177,2692	42,6877
294,6510	24,6413	2,9792	5,1602
272,7533	134,2503	120,0651	10,8119
397,4363	128,1127	242,3646	30,5601
515,7138	78,1895	228,3620	13,4291
430,6553	147,6405	181,5873	5,6762
661,6986	174,0669	170,5639	8,0605
321,0177	33,4582	165,4991	22,1891
371,0696	49,3534	29,3459	25,4153
323,9970	31,3558	154,6248	48,3388
381,6461	66,9041	93,1025	35,9334
249,5149	66,8629	151,0496	22,8046
544,0170	50,1334	70,7579	53,4299
448,6799	93,0813	93,4005	36,2809
371,5165	63,1469	0	0
319,6770	63,1627	0	0
293,7572	265,5027	0	0
358,7056	48,2008	49,7540	69,8430
313,5695	3,6121	56,0105	44,8594
201,3995	17,8552	98,1673	15,9968
169,2232	66,7447	12,8109	19,1764
196,6326	27,1834	19,5143	33,7997
113,5107	137,4599	66,8848	57,6774
0	0	0	0

Anexo 7: Média e desvio padrão diário da emissão de N-NH₃ no manejo sólido (compostagem) com a utilização de diferentes substratos, conforme descrito no capítulo III.

Médias g N-NH ₃ m ⁻² dia ⁻¹ tratamento 1	Desvio Padrão g N-NH ₃ m ⁻² dia ⁻¹ tratamento 1	Médias g de N-NH ₃ m ⁻² dia ⁻¹ tratamento 2	Desvio Padrão g de N-NH ₃ m ⁻² dia ⁻¹ tratamento 2	Médias g de N-NH ₃ m ⁻² dia ⁻¹ tratamento 3	Desvio Padrão g de N-NH ₃ m ⁻² dia ⁻¹ tratamento 3	Médias g de N-NH ₃ m ⁻² dia ⁻¹ tratamento 4	Desvio Padrão g de N-NH ₃ m ⁻² dia ⁻¹ tratamento 4
2,6206	6,9014	61,3849	22,5684	17,0185	9,8215	49,9437	19,9454
0,5212	0,9161	238,0132	67,6243	80,7404	21,3630	16,5943	6,7034
34,7684	16,0157	40,6048	12,8500	88,6289	27,4299	40,6048	12,8500
10,3940	13,8198	95,9874	7,4746	0,0000	0,0000	0,7517	1,2257
55,5793	31,8341	124,9367	15,5408	50,4473	12,5595	49,6116	8,9739
74,6226	31,8341	72,0778	12,9442	90,7900	8,5055	117,0679	12,3601
26,4971	6,9546	146,3311	21,8479	49,5736	9,5827	63,7849	7,5914
7,7370	6,9546	2,7250	5,7032	7,5261	6,5098	8,1122	5,4898
0,0000	0,0000	3,2573	4,8008	5,0252	5,7165	15,5941	6,1496
34,3572	12,9529	44,3076	6,2767	24,5624	10,4727	52,0485	17,7704
74,8151	10,8186	19,9706	16,8943	56,2208	14,1521	54,6550	21,3171
13,2660	15,5295	24,4121	25,1356	23,9711	14,4482	60,7436	7,8281
4,6839	8,2953	27,3808	24,0326	36,1573	14,1011	13,7064	8,2158
48,6624	24,8630	5,8327	14,0671	2,8339	5,5049	66,1298	27,6046
32,5724	26,7034	32,2492	30,0806	62,8358	22,2231	124,4663	53,8561
79,0302	26,7034	102,5167	54,6284	94,8358	25,4350	190,3129	132,5975
31,5729	21,7502	202,4824	25,0614	68,0819	25,5550	129,9456	29,6839
51,0274	28,5316	101,3073	18,3552	73,3691	25,1076	80,7779	10,6225
2,6357	5,8190	117,0679	34,8156	5,8550	7,9439	52,6477	24,6820
33,8273	15,1686	120,6158	18,0476	80,6997	21,1148	118,2133	30,5352
45,8783	12,4371	155,0706	25,3664	111,2477	32,7699	82,2135	4,3971
80,1698	16,0135	189,5254	53,9212	112,9134	15,2996	152,7073	26,3166
22,4637	23,3551	193,8502	20,6086	49,9175	22,5021	126,0160	26,3401
172,6770	36,4569	207,8458	39,3078	191,1438	49,2373	117,8465	19,5099
137,0265	33,9626	221,8413	58,0069	75,4489	21,1102	118,2700	21,1766
115,2844	36,5020	131,4023	15,8130	123,8790	46,6700	118,6935	22,8432
97,0131	20,4700	366,3597	93,7066	125,1681	23,5557	149,0637	29,7221
81,1210	33,6390	218,4594	54,3372	137,3426	34,1214	126,7516	29,8562
64,4844	26,1117	268,1295	39,1157	143,4879	48,0242	223,4119	97,3577
59,5123	31,9699	225,0997	41,0405	94,3041	44,2028	1,9151	15,1971
29,5425	16,8700	182,0699	42,9652	38,4738	8,4184	53,0564	18,4874
56,6493	17,9232	146,9008	32,7215	81,9401	35,4653	110,4793	22,9563
60,3412	29,3971	107,2288	44,7393	63,5484	30,5921	94,8393	12,3703
131,0706	35,7829	90,6982	49,3943	93,5125	22,9561	80,9658	24,4366
64,6966	52,7598	208,1871	75,3937	87,0049	44,3119	42,9275	27,6853
63,1615	26,0492	105,3125	54,9153	172,5324	27,9013	247,3169	96,3962

82,9504	31,1548	240,0621	58,7896	126,4217	20,1992	168,0875	53,5377
87,6716	26,8013	288,6588	59,4062	143,2296	32,4219	247,5542	50,7951
73,9836	31,3344	43,7285	8,0792	57,5531	6,9863	24,9885	11,3312
18,9583	12,0748	76,1156	14,4197	25,9138	14,1325	43,4689	14,4386
22,6550	22,4158	64,6584	9,8217	27,9364	8,9929	61,5139	8,7424
20,8093	21,7690	60,8363	11,0566	9,9673	8,7594	68,2954	34,2066
30,6500	11,3206	9,5346	8,7461	14,5030	10,0840	99,3387	22,0615
23,6301	6,1211	38,8730	4,2293	25,6916	8,6158	42,1985	7,5776
12,3718	11,4623	11,6814	8,6813	15,0658	10,9833	24,0935	7,0252
40,2458	37,1299	1,7468	4,9700	4,5916	10,1732	47,4885	16,4403
6,2622	4,4862	3,0191	5,6389	0,1271	0,4018	64,8030	6,8282
16,8499	6,7106	18,8670	5,8995	29,1721	7,7702	36,4079	12,4909
2,4231	5,9939	0,0000	0,0000	0,9624	3,1919	13,2270	10,9599
14,8382	5,9322	0,0000	0,0000	0,6124	1,9365	21,4505	7,1100